LINEE GUIDA PER LA PROGETTAZIONE E GESTIONE DI ZONE UMIDE ARTIFICIALI PER LA DEPURAZIONE DEI REFLUI CIVILI

LINEE GUIDA
PER LA PROGETTAZIONE E GESTIONE
DI ZONE UMIDE ARTIFICIALI
PER LA DEPURAZIONE DEI REFLUI CIVILI

LINEE GUIDA
PER LA PROGETTAZIONE E GESTIONE
DI ZONE UMIDE ARTIFICIALI
PER LA DEPURAZIONE DEI REFLUI CIVILI

a cura di

Marco Mazzoni

Firenze, luglio 2005

LINEE GUIDA
PER LA PROGETTAZIONE E GESTIONE
DI ZONE UMIDE ARTIFICIALI
PER LA DEPURAZIONE DEI REFLUI CIVILI

Coordinamento:
Beatrice Pucci

Autori:
Beatrice Pucci
Fabio Masi
Giulio Conte
Nicola Martinuzzi
Riccardo Bresciani

Si ringraziano: Paolo Anella per il supporto tecnico, Floriana Romagnolli ed IRIDRA s.r.l. per aver fornito materiale per i casi studio, Domenico Muscò per la revisione dei testi, Ivano Filippini per i disegni e gli schemi tecnici.

Redazione a cura di: Beatrice Pucci
Segreteria di redazione:
Susanna Cavalieri Patrizia Medea Veronica Pistolozzi Angela Podda ARPAT
Realizzazione editoriale: Litografia I.P. Firenze luglio 2005
Copertina: Simone Bencini

Premessa

Il Centro Tematico Nazionale Acque Interne e Marino Costiere , CTN_AIM, sin dalla sua istituzione come Progetto del Sistema delle Agenzie per la protezione dell'ambiente costituito da APAT ARPA e APPA, si è confrontato con le necessità e criticità nazionali conseguenti alla emanazione delle normative quadro per la tutela delle risorse e la loro gestione sostenibile, in particolare, con il d.lgs 152/99 e la direttiva 2000/60/CE.
Le attività tecnico scientifiche del CTN AIM hanno riguardato, negli anni, la definizione degli indici ed indicatori necessari a costruire la base condivisa delle conoscenze sullo stato e l'evoluzione dell'ambiente acquatico, lo sviluppo di nuovi approcci metodologici per il monitoraggio e il controllo delle risorse e la predisposizione di linee guida e rapporti tematici per una più efficace gestione delle risorse.
In questo ambito si colloca il presente documento che affronta il problema specifico delle potenzialità depurative delle zone umide artificiali.
La normativa nazionale e comunitaria individua negli aspetti idromorfologici dei corpi idrici una componente essenziale per la definizione dello stato ambientale degli stessi, inoltre considera le zone umide connesse componenti essenziale per la funzionalità ecosistemica dei corpi idrici.
In effetti la linea guida Wetlands Horizontal Guidance prodotta dai gruppi di lavoro che sviluppano la Strategia Comune di Implementazione della Direttiva Quadro , CIS-WFD, che è stata prodotto con il coordinamento degli esperti del Ministero dell'ambiente, afferma che le zone umide sono elementi ecologici e funzionali dell'ambiente acquatico con un ruolo potenzialmente importante per il conseguimento di una gestionale sostenibile delle risorse nell'ambito dei piani di bacino.
Pur non definendo specifici obiettivi per le zone umide la Direttiva quadro richiede che quando esse siano dipendenti dalle acque sotterranee o sia parte dei corpi idrici superficiali o siano aree protette, devono essere incluse nelle misure di tutela e risanamento delle acque.
E' ormai un concetto largamente condiviso che le zone umide siano sistemi molto utili per abbattere l'inquinamento e quindi gli impatti negativi sui corpi idrici, per mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità, per contribuire alla gestione dell'ambiente costiero e per favorire la ricarica delle falde.
Questi criteri generali trovano immediata rispondenza nelle attività che da anni si svolgono in diverse regioni italiane sulle zone umide, attività che hanno consentito di maturare approfondite esperienze di studio, progettazione, realizzazione e gestione di zone umide destinate anche alla depurazione di reflui civili e industriali. E' significativo il concetto che l'impatto inquinante subito da un corpo idrico non debba essere visto solo come conseguenza dell'immissione nelle acque di

particolari sostanze ma spesso, tale situazione deriva da una alterazione dei cicli naturali del carbonio, dell'azoto , ecc per cui un intervento di risanamento diventa significati quando produce un riequilibrio di questi cicli.

La presente linea guida, che si aggiunge al manuale ANPA 9/2002 "Linee guida per la ricostruzione di aree umide per il trattamento di acque superficiali", intende integrare le conoscenze sull'argomento e diffondere i risultati maturati a livello nazionale. In tal senso oltre ad inquadrare il problema nel quadro normativo vigente, vengono presentati i principi di funzionamento, le diverse tipologie di impianto e i campi di applicazione, ma anche i criteri di dimensionamento, gli elementi costruttivi e le modalità di gestione e di inserimento ambientale.

L'esame di alcuni significativi casi studi consente di verificare l'efficacia delle realizzazioni in campo.

Infine, si vuole sottolineare come questi approcci tecnologici non siano necessariamente alternativi ai processi e agli impianti di depurazione convenzionali, ma possono rappresentare la soluzione più efficace in termini costi benefici specie nel caso in cui si debbano risolvere i problemi depurativi di agglomerati medio-piccoli e diffusi per i quali è difficile prevedere soluzioni convenzionali di colletamento e depurazione.

Giorgio Cesari
Direttore Generale di APAT

Alessandro Lippi
Direttore Generale di ARPAT

INDICE

1. INTRODUZIONE ... **3**

1.1. Scopi delle “Linee Guida” ... 3

1.2. Un nuovo modo di vedere l’inquinamento ... 3

1.3. L’approccio della “sustainable sanitation” ... 5

1.4. Depurazione convenzionale o fitodepurazione? Un falso conflitto ... 7

1.5. La nuova filosofia nel quadro normativo italiano ... 9

2. GLI IMPIANTI DI FITODEPURAZIONE ... **10**

2.1. Depurazione naturale e fitodepurazione ... 10

2.2. Tipologie di impianti di fitodepurazione ... 11

2.2.1 Sistemi a flusso sommerso ... 12

2.2.2 Sistemi a flusso libero ... 14

2.3. Campi di applicazione ... 15

3. ALBERO DECISIONALE ... **20**

4. DIMENSIONAMENTO E INDICAZIONI COSTRUTTIVE ... **22**

4.1. Schemi di impianto ... 22

4.2. Sistemi a flusso sommerso ... 25

4.2.1 Obiettivi depurativi e dimensionamento ... 25

4.2.2 Pretrattamenti ... 33

4.2.3 Geometria e configurazione dei letti ... 33

4.2.4 Sistemi di alimentazione ... 35

4.2.5 Sistemi di uscita ... 36

4.2.6 Impermeabilizzazione ... 37

4.2.7 Medium di riempimento ... 37

4.3. Sistemi a flusso libero ... 40

4.3.1 Introduzione ... 40

4.3.2 Dimensionamento ... 40

4.3.3 Geometria ... 42

4.3.4 Sistemi di alimentazione ... 44

4.3.5 Sistemi di uscita ... 44

4.3.6 Impermeabilizzazione ... 45

4.3.7 Medium di riempimento ... 45

5. LA VEGETAZIONE ... **46**

5.1. Descrizione delle piante ... 46

5.1.1 Ruolo delle piante nei sistemi di fitodepurazione ... 48

5.1.2 Criteri di scelta delle piante ... 49

5.1.3 Piantumazione ... 50

6. INSERIMENTO AMBIENTALE **52**
6.1. Compatibilità con i vincoli esistenti 52
6.2. Inserimento paesaggistico 52
6.2.1 Paesaggio urbano: inserimento della depurazione naturale come elemento di riequilibrio 53
6.2.2 Architettura ecologica e depurazione naturale 53
7. GESTIONE **55**
7.1. Introduzione 55
7.2. Trattamenti Primari 56
7.3. Letti a Flusso Sommerso Orizzontale 57
7.4. Letti a Flusso Sommerso Verticale 58
7.5. Letti a Flusso Libero 59
8. SITUAZIONE IN ITALIA E CASI STUDIO **60**
8.1. L'impianto di fitodepurazione per reflui urbani di Dicomano (Fi) 66
8.1.1 Il Problema 66
8.1.2 La soluzione progettuale 67
8.1.3 Le rese depurative 69
8.2. L'impianto di fitodepurazione per reflui urbani di Dozza Imolese (Bo) 69
8.2.1 Il Problema 69
8.2.2 La soluzione progettuale 70
8.2.3 Le rese depurative 71
8.3. "La Collina" - Codemondo (RE) 71
8.3.1 Il problema 71
8.3.2 La soluzione progettuale 71
8.3.3 Le rese depurative 72
8.4. Firenze - Hotel Relais Certosa 72
8.4.1 Il problema 72
8.4.2 La soluzione progettuale 73
8.4.3 Le rese depurative 75
8.5. Scandicci (FI) – Azienda agrituristica "Baggiolino" 75
8.5.1 Il problema 75
8.5.2 La soluzione progettuale 76
8.5.3 Le rese depurative 76
9. GLOSSARIO **79**
10. BIBLIOGRAFIA **84**

1. INTRODUZIONE

Con il termine "fitodepurazione" si intende un insieme di tecniche e soluzioni usate per il trattamento delle acque di scarico ed il controllo dell'inquinamento diffuso. Ma alla base dell'idea stessa di fitodepurazione vi è un approccio al problema dell'inquinamento ed alle sue possibili soluzioni decisamente diverso da quello che ha caratterizzato la cultura tecnica del settore della gestione e depurazione delle acque negli ultimi 30 anni.

1.1. Scopi delle "Linee Guida"

Alcuni esperti italiani hanno maturato, negli ultimi dieci anni, una vasta e dettagliata esperienza sulle problematiche e le modalità progettuali, nonché sulle necessità realizzative e di gestione degli impianti di fitodepurazione, applicati a reflui civili e/o ad essi assimilabili.

Il buon funzionamento di questi impianti è ormai ben dimostrato ed accettato diffusamente, anche in scenari particolari come, ad esempio, il settore turistico (campeggi, hotel, agriturismi, etc.) e, comunque, in presenza di forti variazioni nella quantità e qualità di acqua trattata giornalmente.

Le certezze acquisite, ampiamente riportate nella letteratura di livello internazionale, sono rispondenti alle esperienze osservabili in Italia. D'altra parte, di fronte al crescente interesse, verso le tecniche di depurazione naturale, dimostrato da autorità di gestione e controllo ambientale, enti privati, amministrazioni pubbliche locali, etc. , è emerso il bisogno di elaborare uno strumento che presentasse i fondamenti della materia per un corretto approccio alla fitodepurazione, per cui da qui è nata la pubblicazione delle presenti "Linee Guida"; cioè, il nostro principale obiettivo è stato quello di fornire un utile supporto tecnico-scientifico, rivolto essenzialmente alle Amministrazioni ed agli Enti che dovranno esprimere pareri autorizzativi, di varia natura, sui progetti degli impianti di fitodepurazione.

Le "Linee Guida" sono state strutturate secondo un metodo che fosse il più possibile dinamico e flessibile, in modo tale che risultino di facile consultazione per i non esperti e possano, comunque, essere di utilità anche per professionisti, che intendono avvicinarsi alla depurazione naturale. Certamente, non hanno la pretesa di essere un manuale costruttivo e completo, bensì di fornire corrette linee d'indirizzo, che ben si inseriscono nel quadro scientifico europeo, le cui radici affondano ormai in trent'anni di esperienze e confronti internazionali.

La quantità di materiale informativo e progettuale disponibile oggi e l'elevata qualità dello stesso, unitamente ad una adeguata ed altamente specializzata revisione scientifica dei contenuti, effettuata grazie ad esperti italiani, che operano da anni anche in ambito internazionale, ci permette di offrire un esaustivo quadro d'insieme delle tecniche di depurazione naturale e della loro applicabilità sul territorio italiano. Tale aspetto risulta di significativa importanza, poiché nel nostro panorama nazionale e locale, attualmente, le pubblicazioni "ufficiali" sulla fitodepurazione risultano scarse e poco approfondite; quindi, sicuramente tale lavoro rappresenta un primo contributo organico alla promozione della conoscenza delle tecniche per la depurazione naturale, nonché va a colmare un ritardo nella nostra cultura ambientale .

1.2. Un nuovo modo di vedere l'inquinamento

Una vecchia edizione dello Zingarelli dà la seguente definizione del verbo *inquinare*: "Corrompere, adulterare con principi e germi malsani, nocivi alla salute". Questa definizione dà l'idea che l'inquinamento sia dovuto all'immissione di qualcosa di tossico, di contaminato, che è opportuno tenere "segregato" evitando qualsiasi contatto con l'ambiente.

In realtà, non è così, la grandissima maggioranza delle sostanze inquinanti sono molto diffuse nella biosfera e sono continuamente prodotte e consumate da processi chimici, fisici e biologici della natura. Questo vale per gli inquinanti civili e zootecnici, ma anche per la grandissima parte degli

inquinanti di origine industriale. Si pensi, ad esempio, ai temutissimi metalli pesanti: si tratta di sostanze assolutamente naturali, che nella biosfera si trovano in tracce (quantità piccolissime). L'uomo va a scovarli, li usa nei prodotti industriali e li restituisce all'ambiente in concentrazioni molto superiori a quelle che si riscontrano abitualmente in natura; la loro tossicità e pericolosità è dovuta alla quantità e non alla sostanza in sé.

Anche la grandissima maggioranza delle molecole di sintesi (in genere, sono lunghe molecole organiche costruite dall'uomo con processi industriali, che quindi non esistono come tali in natura) vengono naturalmente trasformate in molecole più piccole, normalmente presenti nella biosfera (tutte le molecole organiche sono *biodegradabili*: degradabili attraverso processi fisici o biologici per azione dei batteri, della luce, delle variazioni di temperatura, etc.). Le molecole di sintesi più difficilmente biodegradabili (dette *recalcitranti)*, ad esempio alcuni composti organici del cloro come il DDT, sono sempre meno utilizzate, grazie alle normative nazionali ed internazionali che ne vietano l'uso.

La stragrande maggioranza degli inquinamenti dei corpi idrici è dovuta allo scarico di sostanza organica (carbonio ridotto) in quantità superiore alla capacità del corpo recettore di degradarla. La sostanza organica si misura con l'ossigeno necessario a ossidarla (e quindi a degradarla), che si esprime come domanda biochimica di ossigeno (BOD). Un carico eccessivo di BOD è, quindi, responsabile della stragrande maggioranza degli inquinamenti delle acque.

Vi è un altro importante caso di "inquinamento da sostanze naturali", che ricorre in Italia, cioè si tratta dell'eutrofizzazione che, ancorché più frequente nel mare e nelle lagune costiere che nei corsi d'acqua, dipende in larga misura da sostanze veicolate dai fiumi. L'eutrofizzazione è innescata da un accumulo di nitrati e fosfati: i cosiddetti "nutrienti" delle piante (incluse le alghe).

I nutrienti non sono altro che quello che rimane della sostanza organica ridotta al termine del processo di respirazione. Nella sostanza organica, infatti, oltre al carbonio e all'idrogeno, che se ne vanno come anidride carbonica ed acqua, vi sono piccole quantità di altri elementi, in particolare azoto e fosforo, che sono essenziali per la costruzione delle molecole biologiche. Quando la sostanza organica ridotta viene "respirata", l'azoto ed il fosforo vengono rilasciati sotto forma di nitrati e fosfati.

Al carico di nitrati e fosfati, proveniente dall'ossidazione della sostanza organica (sia di origine civile e zootecnica che derivante da alcuni processi industriali) si aggiunge quello proveniente dall'agricoltura; infatti, i prodotti agricoli, come tutte le piante, hanno bisogno per crescere di nutrienti. Fino al secolo scorso, i nutrienti erano forniti sotto forma di letame proveniente dalle deiezioni animali e umane; quindi, era lo stesso carico di origine civile e zootecnica che veniva "riciclato" in agricoltura. Pertanto, la gran parte dei nitrati e fosfati veniva assunto dalle piante coltivate e solo una piccolissima parte di essi finiva nei fiumi e poi in mare.

Negli ultimi decenni l'uomo ha imparato a sintetizzare artificialmente i nitrati dall'azoto atmosferico ed ha scovato grandi giacimenti di fosfati; così ha potuto realizzare i concimi chimici azotati e fosfati, molto più pratici del letame. In termini ecologici, il risultato è però disastroso: si sono riversati nelle acque sia i carichi di nutrienti di origine civile e zootecnica (che non serve più riciclare), sia quelli "nuovi", sintetizzati *ad hoc* (che vengono applicati sul terreno in misura superiore alle quantità che la pianta riesce ad assumere). Anche in questo caso l'inquinamento delle acque è dovuto ad una alterazione dei cicli naturali di sostanze che in sé non sono nocive.

Nella stragrande maggioranza dei casi, l'inquinamento di un fiume non è la sua *corruzione con principi malsani* (come diceva lo Zingarelli), ma la manifestazione più appariscente di uno squilibrio nei cicli naturali (del carbonio, dell'azoto, del fosforo, etc.); per cui le azioni di tutela dall'inquinamento devono puntare, non solo a purificare l'acqua da possibili contaminanti pericolosi per la salute umana, ma anche a riequilibrare i cicli naturali reimmettendo nell'ambiente naturale le sostanze sottratte (il carbonio, l'azoto, il fosforo, etc.).

Fonte	Milioni di tonnellate
Fertilizzanti	80
Coltivazioni azoto-fissatrici	40
Combustibili fossili	20
Incendi e combustione biomasse	40
Distruzione zone umide	10
Edilizia e alterazione dei suoli	20
Totale rilasci di origine umana	210
Totale rilasci di origine naturale	140

Tabella 1. Principali fonti di rilascio di nutrienti
(Da "World Resources Institute": www.wri.org/wri/wr-98-99/nutrient.htm)

1.3. L'approccio della "sustainable sanitation"

In occasione del summit mondiale di Johannesburg sullo "sviluppo sostenibile" (26 agosto - 4 settembre 2002), un ricco "panel" di esperti internazionali[1] inviò una lettera aperta alla conferenza che chiedeva di sostituire, da tutti i documenti ufficiali, il termine "sanitation" (il termine inglese con cui si intende il complesso di soluzioni per la raccolta ed il trattamento degli scarichi domestici: dalle nostre case al depuratore) con "sustainable sanitation". Ecco in sintesi i contenuti della lettera; cioè, le tecniche convenzionali di "sanitation" presentano diversi aspetti negativi:

- richiedono consumi elevati di acqua;
- sono state sviluppate senza considerare la necessità di riequilibrare i cicli biogeochimici, senza favorire il riuso dell'acqua e dei fertilizzanti contenuti nell'acqua di scarico; provocano la commistione di piccoli quantitativi di materiale fecale, ad elevato rischio igienico sanitario, con grandi quantità d'acqua, contaminando con agenti patogeni i corpi idrici recettori, così diffondendo il rischio nell'ambiente;
- i sistemi fognari convenzionali (a reti miste) sono particolarmente pericolosi in occasione di eventi meteorici intensi, quando grandi quantità di acque di scarico non trattate vengono disperse nell'ambiente attraverso gli scolmatori di piena ed i bypass degli impianti di depurazione (per citare solo uno dei molti problemi gestionali).

Al contrario, le tecniche di "sustainable sanitation":

- sono progettate per ridurre i consumi idrici (*demand side management*) e riusare acqua e fertilizzanti;
- sono spesso basate sulla separazione alla fonte del materiale fecale, per garantire i massimi standard di sicurezza igienico-sanitaria ed evitare la contaminazione dei corpi idrici recettori;

---

[1] Prof. Dr.-Ing. Ralf Otterpohl, Director, Institute of Municipal and Industrial Wastewater Management, TUHH, Technical University Hamburg, Germany;
Prof. Dr. Willi Gujer, Swiss Federal Institute of Technology, Member of directorate of Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology;
Prof. Dr.-Ing. Peter Krebs, Director, Institute for Urban Water Management, Dresden University of Technology, Germany;
Prof. Dr. Mogens Henze, Head of Department Environment & Resources DTU, Technical University of Denmark;
Prof. Dr. Heinz A., Professor of Systems & Control Technical University Eindhoven, The Netherlands;
Prof. Dr.-Ing. Raimund Haberl, Director, Dept. Sanitary Engineering, Univ. of Agricultiure, Vienna, Austria;
Prof. Dr.-Ing. Peter Wilderer, Director, Inst. of Water Quality Control & Waste Mngmt, Tech. University Munich, Germany;
Prof. Dr. Goen Ho, Director, Environmental Technology Centre, Murdoch University, Perth, Australia.

- sono flessibili ed adattabili alle diverse situazioni culturali e socioeconomiche, attraverso il ricorso a tecnologie semplici o complesse (*High or low tech*);
- permette, in modo economico, il riuso delle acque, separando e trattando in modo differenziato le acque grigie, la frazione delle acque domestiche non contaminata da materiale fecale;
- adotta tecnologie applicabili in modo decentrato e capaci di essere molto efficaci a costi bassi.

Ma che cosa si intende per “sustainable sanitation”? La fonte più autorevole sull’”ecological sanitation” è, probabilmente, il progetto “Ecosan”, promosso dal Governo tedesco con il supporto di molti altri partner in tutto il mondo[2]. Pertanto furono messe a confronto le “filosofie” della “sanitation” convenzionale con quelle dell’ ”ecological sanitation”.

La gestione convenzionale usa grandi quantità di acqua, insieme a fertilizzanti e pesticidi, per irrigare i campi e fornire prodotti al mercato alimentare; altra acqua viene destinata agli usi civili, che la utilizzano nelle nostre case per allontanare gli scarichi (che contengono proprio quei fertilizzanti necessari all’agricoltura). Grandi quantità di acqua vengono raccolte e, nel migliore dei casi, inviate agli impianti di depurazione per rimuovere inquinanti e fertilizzanti. Non c’è riuso né d’acqua né di fertilizzanti, pertanto c’è un forte rischio di contaminazione nel caso si verifichi un qualsiasi problema nella rete fognaria (molto estesa) o nel depuratore.

L’ “ecological sanitation” punta, invece, a riusare il più possibile l’acqua ed i fertilizzanti contenuti nelle acque di scarico; a tal fine tiene separate le acque grigie (meno pericolose, perché non contaminate da patogeni e più facili da depurare) da quelle nere: le prime, possono essere riusate in molti modi anche all’interno delle abitazioni (scarichi WC, lavaggio abiti e superfici interne ed esterne, innaffiamento); le seconde, le acque nere, invece, che contengono nutrienti preziosi per l’agricoltura, vengono riusate per l’irrigazione, dopo aver eliminato i patogeni. Per il trattamento, sia delle une che delle altre, si tende a ricorrere alle tecniche di fitodepurazione (con bassi costi di gestione), che permettono una maggiore elasticità e sono utilizzabili in modo decentrato.

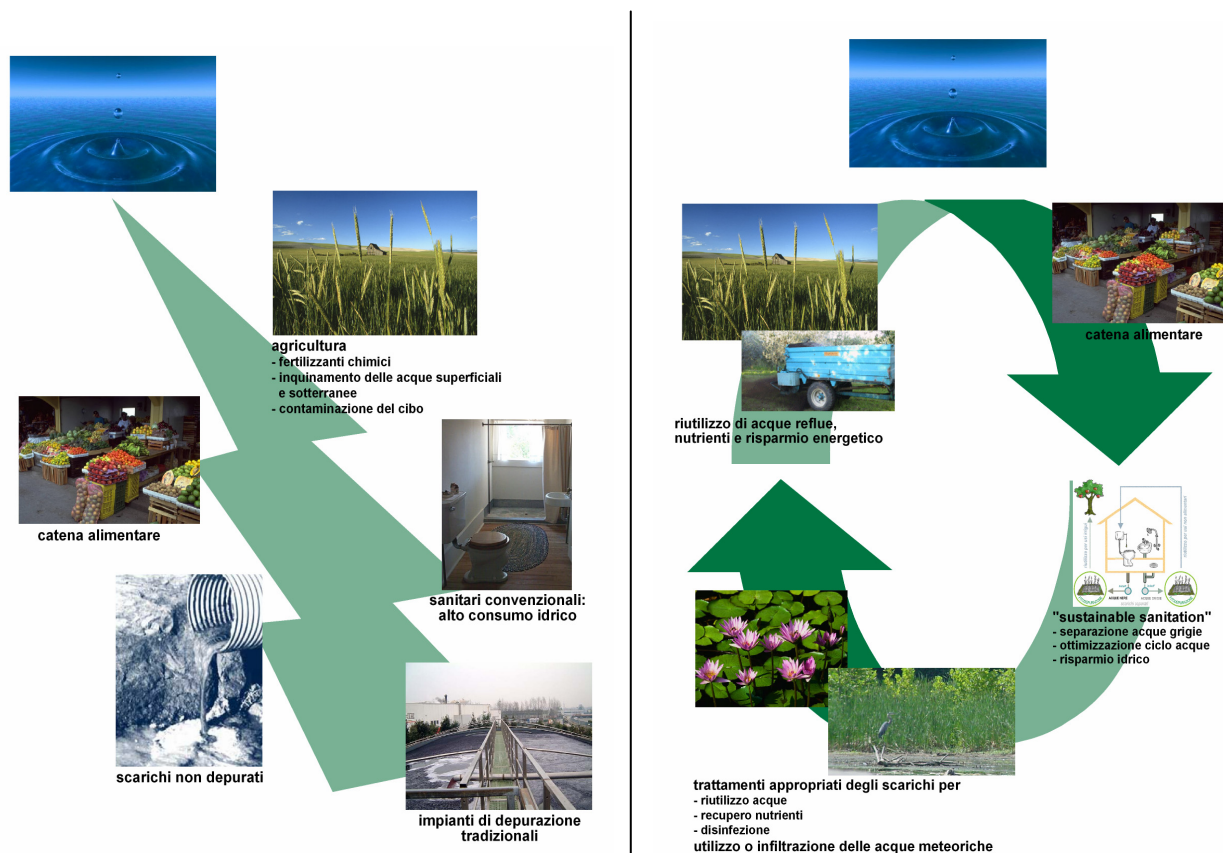



Figura 1. Sanitation convenzionale e “sustainable sanitation” (da “Ecosan”, modificato)

[2] http://www.gtz.de/ecosan/english

1.4. Depurazione convenzionale o fitodepurazione? Un falso conflitto

L'approccio della "sustainable sanitation" vede la gestione delle acque e degli scarichi sotto una luce nuova, attraverso la quale si cerca di superare la sterile contraddizione che si è spesso creata, in passato, tra i sostenitori ed i detrattori della depurazione naturale. I sostenitori della depurazione naturale spesso partivano dalla tesi ideologica del "piccolo è bello", per cui un piccolo impianto è sempre da preferire alle grandi opere di depurazione convenzionale; mentre, i sostenitori della depurazione convenzionale dicevano che il depuratore grande funziona meglio di quello piccolo, perché, sulla base dell'esperienza di chi gestisce depuratori convenzionali, l'efficacia degli impianti è direttamente proporzionale alle dimensioni (ma bisogna osservare che c'è una soglia minima, al di sotto della quale la depurazione convenzionale non funziona proprio).

In realtà, non ci sono motivi per preferire "pregiudizialmente" una soluzione rispetto ad un'altra, in quanto la scelta dipende da fattori oggettivi. Il primo problema da porsi non riguarda la tecnologia del singolo impianto, ma l'architettura generale dei vari impianti che, a scala di bacino, consenta di raggiungere l'obiettivo di qualità nel corpo idrico recettore. Per fare ciò è necessario rispettare tre condizioni:

- minimizzare la circolazione "artificiale" dell'acqua, restituendo l'acqua più vicino possibile al punto di prelievo[3];
- garantire una buona efficacia depurativa (possibilmente contenendo i costi);
- permettere il riuso e la corretta reimmissione nei cicli biogeochimici naturali di acqua e nutrienti.

Purtroppo queste condizioni sono state rispettate raramente nella storia del risanamento delle acque Italiane; infatti, se guardiamo ai "Piani di Risanamento Regionali" approvati (e solo in parte realizzati) dalla fine degli anni '70, del secolo scorso, ad oggi, il problema della depurazione è stato affrontato con un'unica formula, applicata indiscriminatamente su tutto il territorio nazionale: reti fognarie e collettamento ad un impianto di depurazione (in genere a fanghi attivi). A tale proposito un'importante documento del Ministero dei Lavori Pubblici del 1998, sulla politica degli infrasistemi per la depurazione, sostiene: "*Se sicuramente necessari sono gli interventi per il completamento del trattamento nelle aree urbane e nelle concentrazioni industriali, numerose perplessità sorgono circa l'opportunità di estendere il medesimo modello di ragionamento anche ai piccoli centri. In altri Paesi, come la Francia, si cerca di ridiscutere certi aspetti della direttiva 91/271 - e in particolare il suo appiattimento su una situazione insediativa e climatica di tipo «nordeuropeo» mettendone in discussione il «cuore», rappresentato dall'accoppiata fognatura-impianto di depurazione, e sostenendo invece l'equiparabilità in termini di risultati e la superiorità schiacciante in termini di costi di un approccio basato su un modello «diffuso», basato sull'ingegneria naturalistica e la fitodepurazione su piccola scala*"[4].

In effetti, il mancato rispetto della prima condizione, sopra riportata (minimizzazione del ciclo "artificiale"), ha portato ai problemi che sono schematizzati nella Figura 2 che segue: riduzione delle portate naturali e concentrazione dei carichi difficilmente sopportabili dai corsi d'acqua. Nella stessa figura è schematizzata una strategia depurativa che punta al riutilizzo delle acque ed alla restituzione dei carichi e delle portate, il più vicino possibile, ai punti di prelievo.

---

[3] La riduzione della circolazione artificiale è una delle azioni prioritarie per la tutela delle risorse idriche individuate dalla "Strategia di Azione Ambientale per lo Sviluppo Sostenibile", approvata dal CIPE il 2 Agosto 2002 (http://www.minambiente.it/SVS/svs/strategia_ambientale.htm).

[4] A. Massarutto e R. Mazzola, *Per entrare in Europa: le infrasistemi idriche*, Ministero LL.PP., 1999.

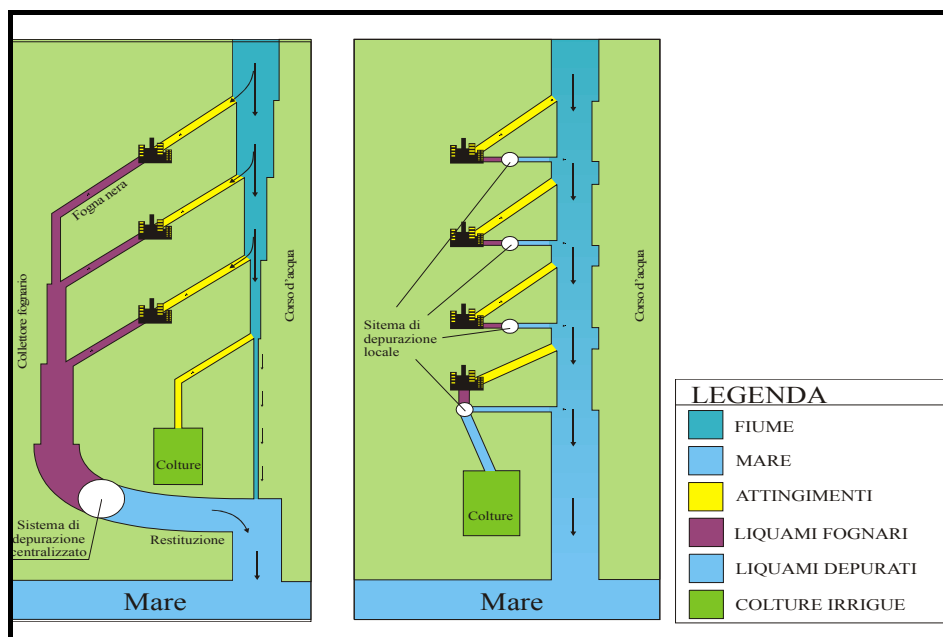



Figura 2. Due modelli di depurazione: centralizzata o decentrata (Sansoni,1998, modificata)

Il rispetto della seconda e della terza condizione (garantire una buona efficacia depurativa, favorire il riuso di acqua e nutrienti) dipende da tanti fattori, ma è a questo livello che la scelta della tecnologia depurativa (depurazione convenzionale o naturale o una integrazione delle due tecnologie) assume grande importanza. Ad esempio, di fronte alla necessità di depurare gli scarichi di una città "compatta" di 100.000 abitanti, sarà molto difficile (anche se teoricamente possibile) disporre delle aree per realizzare un sistema di fitodepurazione in grado di trattare tutti gli scarichi. In queste condizioni è molto più semplice realizzare un depuratore convenzionale (che consente di trattare grandi volumi in aree ristrette), eventualmente integrato con un sistema di depurazione naturale come finissaggio. Diventa però fondamentale, in questo caso, da un lato, garantire un ottimo funzionamento del sistema con una gestione estremamente attenta, dall'altro prevedere il riuso delle acque trattate, che costituiscono una risorsa preziosa. Se il problema, invece, è quello di trattare i liquami di centri abitati di piccole dimensioni (in particolare, alcune aree collinari o montane, o un'area urbana diffusa), allora è quasi sempre vantaggioso (sia in termini economici che ambientali) ricorrere alle tecnologie naturali.

Occorre rilevare che la depurazione naturale è molto spesso la soluzione che, più di ogni altra, consente di raggiungere l'obiettivo di ridurre la circolazione artificiale e di restituire, il prima possibile, ai cicli naturali acque e inquinanti. Contrariamente alla depurazione convenzionale, infatti, l'efficacia della depurazione naturale non dipende dalle dimensioni; è, quindi, possibile ridurre la rete della circolazione artificiale e moltiplicare il numero degli impianti (e delle restituzioni) localizzandoli vicino ai luoghi di prelievo e utilizzo dell'acqua.

L'individuazione del sistema di depurazione più appropriato dipende da tanti fattori, che devono essere considerati con attenzione prima di effettuare una scelta.

Ecco in sintesi gli aspetti fondamentali di cui si deve tenere conto:

- portata e tipologia dello scarico,
- obiettivo depurativo (in base ai criteri ed al nuovo approccio normativo, di cui s'è detto nei precedenti paragrafi),
- localizzazione e caratteristiche morfologiche-ambientali dei siti,
- superfici disponibili,
- costi di gestione degli impianti e semplicità costruttiva.

1.5. La nuova filosofia nel quadro normativo italiano

Il quadro normativo comunitario e nazionale relativo alla tutela delle acque dall'inquinamento si è arricchito progressivamente negli ultimi 20 anni. In Italia, fin dal 1976, anno di approvazione della Legge "Merli", tutti gli scarichi devono essere depurati. Con l'approvazione del D. Lgs. 152/1999 -- che recepisce la direttiva comunitaria 1991/271 e che anticipa, in parte, la Direttiva Quadro (2000/60) approvata l'anno successivo - viene confermata la necessità che tutti gli scarichi siano depurati, ma cambia radicalmente l'approccio in base al quale si sceglie fino a che punto devono essere depurati, nonché le modalità per farlo.

Il nuovo quadro normativo che emerge, in seguito alla approvazione del D. Lgs. 152/1999, infatti, rinnova profondamente la "filosofia" della pianificazione degli interventi per la prevenzione dell'inquinamento. Il vecchio approccio della Legge "Merli" puntava alla realizzazione di opere di collettamento e depurazione, che garantissero il rispetto degli standard allo scarico; per cui il compito del vecchio "Piano di Risanamento delle Acque" (PRRA) era quello, in buona sostanza, di individuare gli scarichi, collettarli e trattarli in modo che rispettassero i limiti delle tabelle.

Ben più complesso è il compito del "Piano di Tutela", stralcio del "Piano di bacino" previsto dal D. Lgs. 152/1999: tale piano deve individuare i corpi idrici che non rispettano gli obiettivi di qualità stabiliti, comprenderne le cause, ipotizzare gli interventi che consentano il raggiungimento degli obiettivi di qualità ai corpi idrici, dosando, da un lato, le risorse disponibili, dall'altro i limiti agli scarichi, che non sono più fissi, ma possono essere resi più o meno restrittivi in ragione del loro potenziale impatto.

Anche in termini di possibili interventi, la cassa degli attrezzi a disposizione del "Piano di Tutela" è molto più ampia rispetto a quella del PRRA, che (anche per le carenze culturali degli operatori in quell'epoca) era limitata a fognature e depuratori. Il "Piano di Tutela", teoricamente, può e deve agire su tutto il bacino intervenendo sulle derivazioni (minimi deflussi vitali), sulle capacità "tampone" del territorio e sulla capacità autodepurativa dei corsi d'acqua (vedi Par. 2.3), ricorrendo ad opere, ma anche a prescrizioni, raccomandazioni ed incentivi.

In buona sostanza il "Piano di Tutela" si distingue dal PRRA perché non ha il compito di individuare le opere necessarie alla depurazione, in quanto esso, con la Legge 36/1994, è di competenza dell'Autorità d'Ambito ed degli Enti gestori. L'obiettivo principale del "Piano di tutela delle acque" sarà quello di garantire il raggiungimento di obiettivi di qualità dei corpi idrici, attivando strategie differenti in ragione delle diverse caratteristiche ecologiche e degli eventuali usi: ad esempio, le acque sensibili all'eutrofizzazione, come i laghi, dovranno essere tutelate dall'eccesso di nutrienti, mentre quelle utilizzate per l'approvvigionamento idrico di acqua potabile richiederanno protezione dagli agenti patogeni. Pertanto, il "Piano di tutela" deve definire i seguenti aspetti:

- gli obiettivi di qualità per ciascun corpo idrico, in base ai criteri ed ai parametri di cui all'All. 1 ("Monitoraggio e classificazione delle acque in funzione degli obiettivi di qualità ambientale");
- i carichi accettabili da ciascun corpo idrico, sulla base della sua capacità di diluizione e autodepurazione, perché sia garantito il raggiungimento dell'obiettivo di qualità;
- le concentrazioni ammissibili degli scarichi che insistono su un determinato corpo idrico, perché non sia superato il carico massimo accettabile (e in questo deve "comunicare" con il "Piano d'Ambito", che deve prevedere sistemi di depurazione adeguati a ridurre il carico civile nei limiti accettabili, ma anche con chi rilascia le autorizzazioni allo scarico diretto delle industrie).

Le eventuali strategie di interventi per ridurre l'impatto delle fonti inquinanti diffuse ed aumentare la capacità autodepurativa dei corpi idrici e del loro territorio: rinaturalizzazione, fasce tampone o filtro (*buffer zones*), casse di espansione, stagni di depurazione naturale, gestione delle acque di prima pioggia, etc. Anche in questo caso è necessario che il "Piano di Tutela" "comunichi" con altri strumenti, sia di Bacino (PAI) che non ("Piano di Sviluppo Rurale", "Piani urbanistici e territoriali", etc.), per garantire le opportune sinergie ed evitare i possibili conflitti.

2. GLI IMPIANTI DI FITODEPURAZIONE

2.1. Depurazione naturale e fitodepurazione

L'utilizzo di zone umide naturali per il trattamento di acque reflue di varia natura ha origini lontane nel tempo, basti pensare all'esempio dell'Agro Pontino ai tempi dell'impero romano, che rappresenta una soluzione "tradizionale" in molte parti del mondo, come ad esempio in Cina o in molti paesi africani. Molto spesso però le paludi erano utilizzate come una sorta di bacino di accumulo prima dello scarico nel corpo idrico recettore finale e non come sistemi di trattamento, ottenendo irreversibili degradazioni della loro qualità ecosistemica, causate da scarichi incontrollati e non pianificati. In molteplici culture, infatti, le zone paludose sono state ritenute come malsane ed inadatte all'insediamento umano e, quindi, spesso destinate come area di discarica, in assenza di monitoraggio e controllo delle modificazioni indotte dal loro inquinamento per la scarsa attenzione del mondo scientifico a queste tematiche. Negli ultimi quaranta anni si è, invece, assistito ad un netto aumento di interesse e ad un radicale cambiamento nella loro considerazione (Williams, 1990). Sono, infatti, stati identificati gli svariati benefici forniti dalle aree umide tra cui la possibilità di approvvigionamento di acqua, la buona funzionalità per il controllo idrico, lo sfruttamento per attività di estrazione, l'utilizzo delle piante in esse presenti, la presenza di animali allo stato libero, la presenza di pesci ed invertebrati, il controllo dei fenomeni erosivi e di desertificazione ed il grande contributo alla biodiversità, la possibilità di utilizzo come fonti energetiche (idroelettrica, solare, pompe di calore, produzione di gas e combustibili liquidi e solidi) ed, infine, le attività educative e ricreative (Mitsch & Gosselink, 1986; Sather ed altri 1990; Whigham & Brinson, 1990).

Volendo considerare le zone umide naturali come sistemi depurativi, si deve considerare l'estrema variabilità delle loro componenti funzionali, che rende virtualmente impossibile la previsione delle conseguenze dell'apporto di acque inquinate e la traslazione dei risultati da una zona geografica all'altra. Su queste basi si sono dunque sviluppate, a partire dalla metà degli anni '70, svariate esperienze di utilizzo pianificato e ben controllato del potere autodepurativo di alcune zone umide naturali per il raggiungimento di precisi obiettivi di qualità delle acque e, soprattutto, di "ricostruzione" o "creazione" di sistemi umidi studiati proprio per il trattamento di acque reflue.

La tendenza è, infatti, stata quella di preservare le aree naturali esistenti e di progettare e costruire apposite aree umide artificiali per il trattamento depurativo.

Le aree umide artificiali offrono, infatti, un maggior grado di controllo, permettendo una precisa valutazione della loro efficacia sulla base della conoscenza della natura del substrato, delle tipologie vegetali e dei percorsi idraulici. Oltre a ciò, le zone umide artificiali offrono vantaggi addizionali rispetto a quelle naturali, come ad esempio la scelta del sito, la flessibilità nelle scelte di dimensionamento e nelle geometrie e, più importante di tutto, il controllo dei flussi idraulici e dei tempi di ritenzione. In questi sistemi gli inquinanti sono rimossi da una combinazione di processi chimici, fisici e biologici, tra cui sedimentazione, precipitazione, adsorbimento, assimilazione da parte delle piante ed attività microbica sono le maggiormente efficaci (Brix, 1993).

I sistemi di trattamento di acque inquinate mediante aree umide artificiali, nel nostro paese, sono comunemente definiti "impianti di fitodepurazione": si tratta di sistemi ingegnerizzati, progettati e costruiti per riprodurre i naturali processi autodepurativi in un ambiente maggiormente controllabile.

La prima esperienza di questo tipo risale al 1952, anno in cui Seidel iniziò una serie di sperimentazioni al Max Planck Institute di Plon (Seidel, 1955); da allora ci sono voluti oltre venti anni di ricerche per arrivare nel 1977 al primo impianto di fitodepurazione in scala reale, costruito a Othfresen (in Germania), per il trattamento dei reflui urbani (Kickuth, 1977).

Nella terminologia "Sistemi di depurazione naturale" si includono svariate tecniche tradizionalmente utilizzate per il trattamento di acque reflue; tra queste, le più utilizzate, a livello internazionale, sono quelle brevemente descritte di seguito:

- *Lagunaggio*: sono bacini di accumulo in cui, in base al tempo di permanenza delle acque all'interno delle vasche, si ottiene una riduzione delle sostanze inquinanti per processi biologici,

sedimentazione, esposizione alla radiazione solare, evaporazione, etc.; regolando la profondità delle vasca e, all'occorrenza, ricorrendo a dispositivi meccanici di aerazione, si possono ottenere ambienti aerobici e/o anaerobici; essi richiedono normalmente aree piuttosto estese e presentano problematiche relative all'impatto visivo, olfattivo ed igienico-sanitario (Masotti, 1993; Mara, 1996);

- *Impianti a Lemna*: la lemna, che genericamente rappresenta più specie (come Lemna sp., Spirodela sp. e Wolffia sp.), è la più piccola e semplice pianta galleggiante utilizzata per il trattamento di depurazione di reflui. I sistemi a lemna sono bacini di accumulo, la cui superficie è totalmente coperta da un manto di lemna, che induce svariati fenomeni tra cui la riduzione e prevenzione della crescita algale, la stabilizzazione del pH, il miglioramento del processo di sedimentazione ed il consumo di sostanze nutrienti; questa tipologia di trattamento è già da considerarsi come una tecnica di fitodepurazione con macrofite galleggianti. Il grado di conoscenza dell'operatività di tali impianti e, conseguentemente, l'affidabilità delle metodiche di dimensionamento, sono sufficientemente elevati; la scelta di questa tipologia dovrebbe essere sempre accompagnata da un'attenta valutazione delle problematiche di gestione della biomassa vegetale di supero, dato che la lemna ha un rapidissimo sviluppo e deve, quindi, essere periodicamente rimossa. Sono, inoltre, auspicabili le combinazioni tra impianti di trattamento delle acque ed impianti per la produzione di energia da biomasse (per combustione e cogenerazione oppure per formazione di biogas in reattori anaerobici).
- *Fitodepurazione (zone umide artificiali):* si identifica, come già descritto precedentemente, con il termine fitodepurazione un trattamento naturale, le cui componenti sono costituite da suolo, batteri e piante, della famiglia delle macrofite. I sistemi di fitodepurazione, sperimentati e lungamente studiati a livello internazionale, sono classificati in base al tipo di macrofite utilizzate (galleggianti, radicate sommerse, radicate emergenti) ed alle caratteristiche del cammino idraulico delle acque reflue in:
    - **FWS**: i sistemi a flusso libero riproducono, quanto più fedelmente, una zona palustre naturale, dove l'acqua è a diretto contatto con l'atmosfera e generalmente poco profonda, e le essenze vegetali che vi vengono inserite appartengono ai gruppi delle elofite e delle rizofite (vedi Cap. 5);
    - **SFS-h** o **HF**: i sistemi a flusso sommerso orizzontale sono vassoi riempiti con materiale inerte, dove i reflui scorrono in senso orizzontale in condizioni di saturazione continua (reattori "plug-flow") e le essenze utilizzate appartengono alle macrofite radicate emergenti;
    - **SFS-v** o **VF**: i sistemi a flusso sommerso verticale sono vassoi riempiti con materiale inerte, dove i reflui scorrono in senso verticale in condizioni di saturazione alternata (reattori "batch") e le essenze utilizzate appartengono alle macrofite radicate emergenti.

È necessario precisare che tecniche quali *l'infiltrazione, la subirrigazione e la percolazione*, ampiamente applicate, negli ultimi 50 anni, come trattamento di acque reflue provenienti soprattutto da piccole utenze, sono spesso da considerasi inadeguate. Tali tecniche, in realtà, permettono di smaltire un refluo nel terreno e non di trattarlo, con il conseguente rischio di contaminazione delle acque sotterranee; infatti, la loro ammissibilità ed adeguatezza dovrebbe essere verificata in base: alla conoscenza della vulnerabilità delle falde acquifere sottostanti al punto di scarico, alla morfologia dell'area ed alle caratteristiche geotecniche del suolo.

2.2. Tipologie di impianti di fitodepurazione

Attualmente, in Europa, sono operativi alcune decine di migliaia di impianti di fitodepurazione, di cui una maggior parte è localizzata in Germania, dove si è scelto, già da molti anni, di utilizzare a scala nazionale le due tecniche a flusso sommerso (HF e VF) per il trattamento delle piccole medie utenze. Tra gli impianti europei, i più diffusi (più del 75%) sono proprio i sistemi HF e VF, utilizzati prevalentemente per il trattamento secondario di acque reflue domestiche e civili (Vymazal ed altri, 1998). Tali sistemi si

sono, infatti, dimostrati come i più appropriati, nel contesto europeo, tra le varie tecniche di depurazione naturale, sia per il miglior rapporto tra superficie necessarie ed efficacia di trattamento, sia per il loro inserimento in aree urbane o periurbane o comunque molto a ridosso di insediamenti abitativi. Per il trattamento terziario (o post-trattamento) di depuratori esistenti si annoverano, invece, numerose esperienze con sistemi a flusso superficiale FWS, che si configurano spesso come la migliore alternativa, quando si ha a che fare con ingenti quantità di acque da trattare con ridotto grado di inquinamento.

2.2.1 Sistemi a flusso sommerso

2.2.1.1 HF

I sistemi a flusso sommerso *orizzontale* HF sono costituiti da vasche opportunamente impermeabilizzate, che vengono riempite di materiale inerte con granulometria prescelta (es. ghiaie), in cui si fanno sviluppare le radici delle macrofite emergenti (comunemente utilizzata la *Phragmites australis*).

Il flusso di acqua è mantenuto costantemente al di sotto della superficie da uno speciale dispositivo, venendo così a creare un ambiente prevalentemente anossico, ricco tuttavia di micrositi aerobici sulle radici delle piante. E' proprio questa varietà delle condizioni redox del sistema a renderlo estremamente elastico, versatile ed efficiente a fronte di diverse tipologie di reflui da trattare e di variazioni del contenuto inquinante.

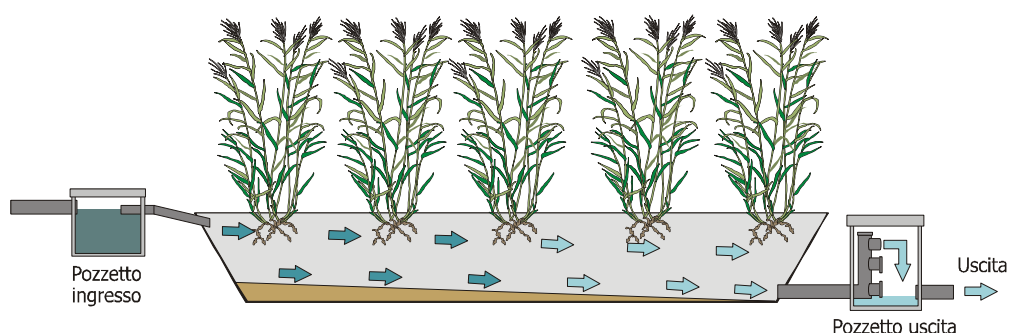



Figura 3. Rappresentazione schematica di un sistema a flusso sommerso orizzontale

Durante il passaggio dei reflui, attraverso il materiale di riempimento e la rizosfera delle macrofite (che costituiscono un sistema a biomassa adesa), la materia organica viene decomposta dall'azione microbica e l'azoto viene denitrificato, ciò accade se siamo in presenza di sufficiente contenuto organico: il fosforo ed i metalli pesanti vengono fissati per adsorbimento sul materiale di riempimento. I contributi della vegetazione al processo depurativo possono essere ricondotti sia allo sviluppo di una efficiente popolazione microbica aerobica nella rizosfera sia all'azione di pompaggio di ossigeno atmosferico dalla parte emersa all'apparato radicale e quindi alla porzione di suolo circostante, con conseguente migliore ossidazione del refluo e creazione di una alternanza di zone aerobiche, anossiche ed anaerobiche, con conseguente sviluppo di diverse famiglie di microrganismi specializzati e scomparsa pressoché totale dei patogeni, particolarmente sensibili ai rapidi cambiamenti nel tenore di ossigeno disciolto.

I sistemi a flusso sommerso orizzontale assicurano una maggiore protezione termica dei liquami nella stagione invernale, specie nel caso che si possano prevedere frequenti periodi di copertura nevosa.

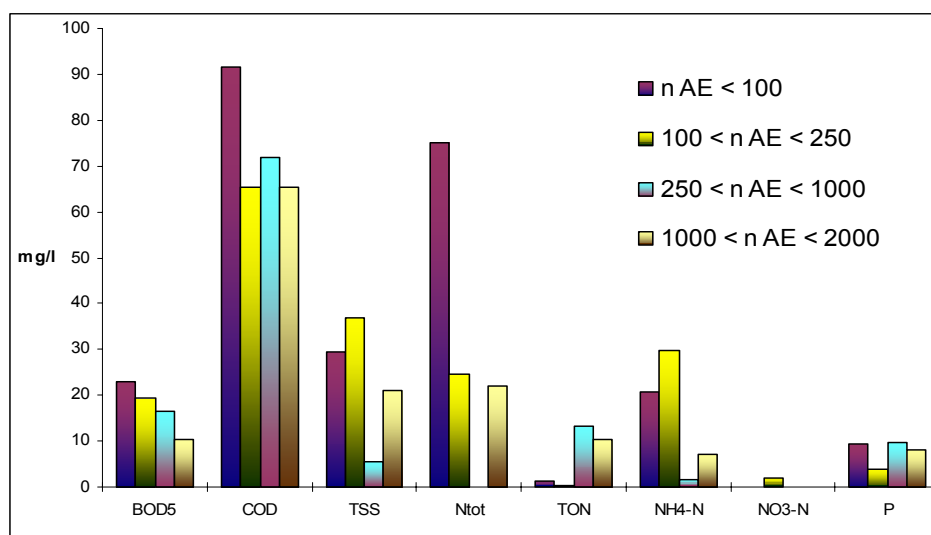



Figura 4 . Qualità degli effluenti dopo il trattamento secondario con sistemi HF (medie su 260 impianti europei)

2.2.1.2 VF

La configurazione di questi sistemi è del tutto simile a quelli appena descritti. La differenza consiste nel fatto che il refluo da trattare scorre verticalmente nel *medium* di riempimento (percolazione) e viene immesso nelle vasche con carico alternato discontinuo, mentre nei sistemi HF si ha un flusso a pistone, con alimentazione continua (approssimabile a un reattore “plug-flow”).

Questa metodologia con flusso intermittente (reattori “batch”) viene spesso configurata su più vasche in parallelo, che funzionano a flusso alternato, in modo da poter regolare i tempi di riossigenazione del letto variando frequenza e quantità del carico idraulico in ingresso, mediante l’adozione di pompe o di dispositivi a sifone autoadescante, opportunamente dimensionati.

Le essenze impiegate sono le stesse dei sistemi a flusso orizzontale (macrofite radicate emergenti).

Il *medium* di riempimento si differenzia, invece, dai sistemi a flusso orizzontale in quanto si devono utilizzare granulometrie più fini, che permettono una lenta percolazione delle acque e quindi una distribuzione quanto più omogeneamente possibile su tutta la superficie del letto. Le sabbie grossolane hanno una adeguata conducibilità idraulica per una lenta filtrazione verticale e offrono, inoltre, un più vantaggioso rapporto tra volume occupato e superficie totale disponibile per la biomassa adesa in confronto ai sistemi HF.

Questi sistemi, relativamente nuovi nel panorama della fitodepurazione, ma già sufficientemente validati grazie alla loro ampia diffusione nei paesi di lingua tedesca, hanno la prerogativa di consentire una notevole diffusione dell’ossigeno anche negli strati più profondi delle vasche, giacché la diffusione di questo elemento è circa 10.000 volte più veloce nell’aria che nell’acqua, e di alternare periodi di condizioni fortemente ossidanti a periodi di condizioni riducenti.

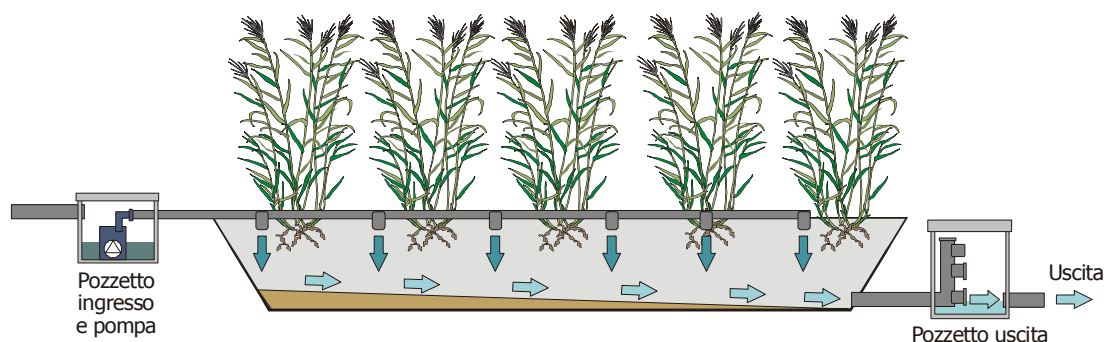



Figura 5. Rappresentazione schematica di un sistema a flusso sommerso verticale

I tempi di ritenzione idraulici nei sistemi a flusso verticale sono abbastanza brevi: la sabbia diminuisce la velocità del flusso, ciò favorisce sia una parziale denitrificazione che l'adsorbimento del fosforo da parte della massa filtrante.

I fenomeni di intasamento superficiale, dovuti al continuo apporto di solidi sospesi e di materia organica, sono auspicati per un primo periodo, in quanto favoriscono la diffusione omogenea dei reflui su tutta la superficie del letto, mentre devono essere tenuti sotto controllo nel lungo periodo onde evitare formazioni stagnanti nel sistema ed una drastica diminuzione delle capacità ossidative del sistema (e quindi, ad esempio, delle rese di nitrificazione). Le esperienze estere (De Maeseneer, 1997), su tali sistemi, mostrano comunque che non si rilevano fenomeni di intasamento quando si utilizza una alimentazione discontinua inferiore al carico idraulico massimo del sistema con frequenza costante e quando si ha un adeguato sviluppo della vegetazione (l'azione del vento provoca, infatti, sommovimenti della sabbia nella zona delle radici ed intorno al fusto, contrastando i fenomeni occlusivi).

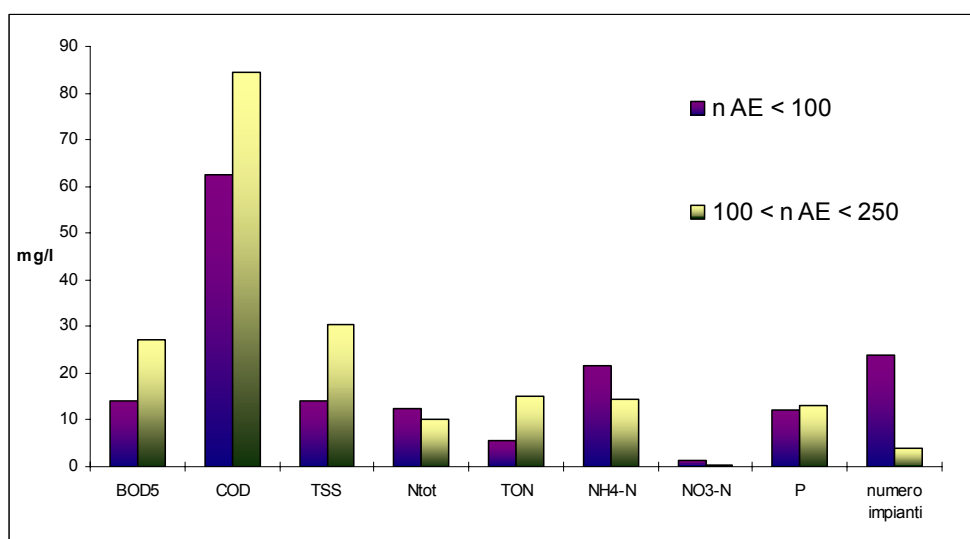



Figura 6. Qualità degli effluenti dopo il trattamento secondario con sistemi VF (medie su 30 impianti europei).

2.2.2 Sistemi a flusso libero

I sistemi FWS consistono in vasche o canali dove la superficie dell'acqua è esposta all'atmosfera ed il suolo, costantemente sommerso, costituisce il supporto per le radici delle piante emergenti; anche in questi sistemi il flusso è orizzontale e l'altezza delle vasche generalmente è limitata a poche decine di centimetri. In questi sistemi i meccanismi di abbattimento riproducono esattamente tutti i fattori in gioco nel potere autodepurativo delle zone umide.

I dati disponibili sull'applicazione di questi impianti, in Europa, sono abbastanza scarsi e riguardano prevalentemente gli impianti più grandi, mentre ben poco risulta in letteratura sulle applicazioni in piccola scala (come il trattamento dei reflui domestici per case isolate o piccole comunità), che sono invece abbastanza diffuse in alcuni paesi (Francia, Paesi Bassi, etc.).

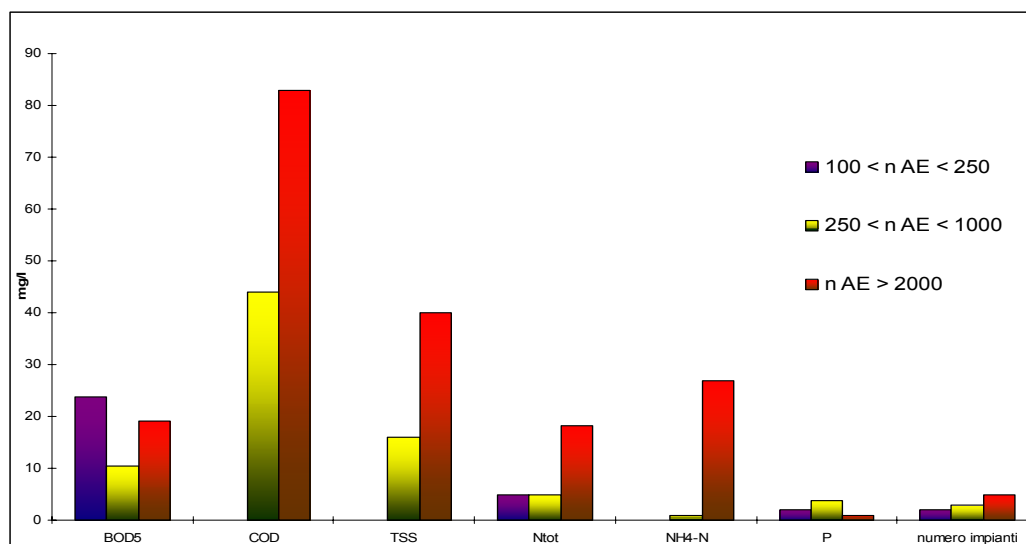



Figura 7. Qualità degli effluenti dopo il trattamento secondario con sistemi HF (medie su 14 impianti europei)

2.3. Campi di applicazione

L'applicazione di sistemi naturali costruiti (*Constructed Wetlands*) per il trattamento delle acque reflue rappresenta ormai una scelta ampiamente diffusa nella maggior parte del mondo. In Italia tale tipologia impiantistica costituisce una soluzione ideale per soddisfare l'esigenza, da un lato, di garantire una maggiore copertura del servizio depurativo, dall'altro di adeguare gli impianti esistenti per il raggiungimento dei nuovi obiettivi attraverso sistemi che non comportino oneri di investimento e di gestione elevati. In questa prospettiva, i sistemi di depurazione naturale, sia per il trattamento secondario che terziario (finissaggio) dei reflui, rappresentano delle valide soluzioni impiantistiche capaci di ottime rese depurative (soprattutto per parametri quali COD, BOD_5, solidi sospesi e Azoto), con impatto ambientale e consumo energetico nettamente ridotti rispetto ad altri sistemi depurativi.

Tali "Linee Guida" sulla fitodepurazione sono riferite a liquami di natura civile (o ad essi assimilabili) e, in special modo, a sistemi di trattamento secondario; ma i sistemi di depurazione naturali delle acque reflue possono essere applicati a tipologie di reflui molto differenziati tra loro, come indicato nella Tabella 2, sia come trattamenti secondari che terziari (post-trattamenti).

SCARICHI PUNTUALI	▷ Scarichi domestici e civili ▷ Scarichi attività turistiche ▷ Scarichi industriali ▷ Scarichi di aziende zootecniche ▷ Scarichi di aziende vitivinicole ▷ Percolati di discarica
INQUINAMENTO DIFFUSO	▷ Acque di prima pioggia ▷ Scolmatori reti miste ▷ Acque di dilavamento di suolo agricolo ▷ Acque di dilavamento di strade e autostrade
ALTRO...	▷ Disidratazione fanghi ▷ Aumento della capacità autodepurativa dei corsi d'acqua ▷ Bioremediation di terreni contaminati

Tabella 2. Campi di applicazione dei sistemi di fitodepurazione

I trattamenti terziari sono generalmente applicati a reflui, precedentemente depurati con impianti di tipo chimico-fisico e/o impianti ad ossidazione (impianti a fanghi attivi, impianti a biodischi, etc.), le cui caratteristiche non soddisfano i limiti imposti dalla normativa italiana ed europea. Infatti, i loro principali obiettivi sono:

- abbattimento dell'Azoto,
- abbattimento di sostanze organiche che hanno tempi di biodegradabilità lenti e necessitano quindi di tempi di ritenzione più lunghi,
- abbattimento del Fosforo,
- abbattimento di metalli pesanti,
- assicurare un'azione di tampone a eventuali malfunzionamenti degli impianti tecnologici,
- affinare la qualità microbiologica e chimica dei reflui.

Se poi si tiene conto delle reali difficoltà operativo-gestionali dei "tradizionali" impianti di depurazione dovute alle variazioni, spesso consistenti, dei carichi idraulici e organici, che si verificano durante i periodi di intense precipitazioni e di flussi turistici, si comprende come i trattamenti terziari possano giocare un ruolo di aree tampone capaci di minimizzare (ammortizzare) gli effetti negativi (riduzione rese depurative) indotti da questi fattori.

Le esperienze su scarichi domestici e civili, di cui si dispone di informazioni sui rendimenti, sono ormai numerosissime a livello internazionale (EPA, 2001; WRc, 1996; Vymazal ed altri, 1998; Rustige, 2003); anche in Italia la diffusione di impianti di fitodepurazione si è prevalentemente indirizzata verso il trattamento secondario e terziario di tale tipo di scarichi (Masi, 2003; Conte ed altri, 2003), per cui si hanno a disposizione un certo numero di dati di analisi e di esperienze accumulate, tali da rendere possibile la redazione di queste "Linee Guida". La maggioranza degli impianti realizzati è del tipo a flusso sommerso orizzontale, ma si può contare anche su alcune esperienze di sistemi a flusso verticale: se per i sistemi a flusso sommerso orizzontale l'esperienza italiana è alla base della determinazione di standard qualitativi e realizzativi, per i sistemi a flusso verticale e per i sistemi a flusso libero si devono tenere maggiormente in considerazione le linee guida prodotte al riguardo in altri paesi (ATV, 1998; Brix ed altri, 2003; New South Wales, 1998; EC, 2001; EPA, 2001).

Negli ultimi anni si registra, inoltre, una crescente diffusione di sistemi di fitodepurazione a flusso sommerso per il trattamento secondario dei reflui prodotti da attività turistiche e ricettive, quali agriturismi, campeggi, hotel, ristoranti, sale per ricevimenti, etc.; in effetti i sistemi di depurazione naturale ben si adattano a queste situazioni, in quanto le loro rese depurative non dipendono dalle forti variazioni dei carichi idraulici e organici in ingresso. Inoltre, tali sistemi per la loro economicità e semplicità di gestione risultano essere molto interessanti per attività di natura commerciale. In un sempre maggior numero di casi, inoltre, l'intervento non si limita alla realizzazione di un impianto di fitodepurazione, bensì investe tutto il ciclo delle acque, secondo un approccio di "depurazione sostenibile": dispositivi di risparmio idrico, separazione delle acque grigie, riutilizzo delle acque reflue e meteoriche sono alcuni dei concetti chiave di questo tipo di approccio.

Le esperienze applicative sulle acque industriali, invece, sono prevalentemente focalizzate nel settore delle trasformazioni agroalimentari (aziende vitivinicole, caseifici, stalle di mungitura, aziende zootecniche, etc.) o nel trattamento terziario finalizzato alla rimozione di alcuni inquinanti di lenta degradazione, come tensioattivi (lavaggi auto, industria tessile), coloranti (industria tessile) e organici persistenti (l'impianto di Fusina, collocato nel polo chimico di Porto Marghera, attualmente in fase di progettazione).

I reflui provenienti da attività agroalimentari sono caratterizzati da un alto carico organico e da notevoli oscillazioni dei carichi idraulici prodotti e, quindi, mal si prestano ad essere trattati in sistemi di tipo biologico tradizionale, che richiedono invece condizioni di funzionamento abbastanza regolari nel tempo; inoltre, in ragione degli alti carichi, si ha un notevole dispendio energetico ed una consistente produzione di fanghi, che vanno ad incrementare, in modo considerevole, il costo di gestione dell'impianto. A ciò si deve aggiungere il fatto che impianti di tipo tecnologico, in genere, richiedono operazioni gestionali che devono essere necessariamente a carico di tecnici specializzati. La realtà italiana è, invece, fatta prevalentemente di piccoli e medi produttori, che non possiedono sufficienti risorse per sostenere un impianto di tipo tecnologico. La fitodepurazione può essere, quindi, una valida alternativa in quanto caratterizzata da bassi costi di manutenzione ed energetici, a fronte di un'ottima efficienza depurativa.

Mantovi (2001), del "Centro Ricerche Produzioni Animali" di Reggio Emilia, ha pubblicato i risultati ottenuti su un sistema HF, che tratta le acque di lavaggio di una stalla di mungitura miste a scarichi civili e che ha ottenuto, nel primo anno di monitoraggio, rimozioni del carico organico superiori al 92% per il COD e del 93% del BOD_5 e superiori al 91% per i solidi sospesi.

Per quanto riguarda le aziende vitivinicole, sono stati recentemente pubblicati i risultati di alcune ricerche effettuate su tre impianti di fitodepurazione situati in Toscana, in cui si ottiene una rimozione percentuale del carico organico molto elevata con tempi di ritenzione di 3-4 giorni: COD 87-98%, BOD_5 92-98%. Negli stessi impianti si sono ottenute le seguenti rimozioni medie totali (in quanto due impianti sono configurati come sistemi ibridi): Solidi Sospesi 70-90%, Azoto totale 50-90%, Fosforo Totale 20-60% (Masi ed altri, 2002).

Analoghi risultati si sono ottenuti nel trattamento degli scarichi prodotti da industrie casearie (Pucci ed atri, 2000; Tanner, 1992).

Figura 8. Sistema di fitodepurazione al servizio della Cantina Cecchi & Figli (Castellina in Chianti – SI), costituito da un sistema HF (foto a sinistra) seguito da un sistema a flusso libero FWS (foto a destra).

Per quanto riguarda il percolato prodotto dalle discariche di rifiuti solidi, gli approcci tradizionali, come ad esempio l'adozione di impianti di trattamento ad alta tecnologia posti direttamente sul luogo di raccolta del percolato o, molto più comunemente, il trasporto dello stesso a depuratori centralizzati, si sono dimostrati di difficile gestione, a causa degli elevati costi sia per il trattamento che per la manutenzione, e fonti di numerosi problemi (l'immissione di questi in testa agli impianti di trattamento di acque reflue crea normalmente gravi disturbi ai delicati processi biologici che costituiscono il "motore" della depurazione stessa).

La fitodepurazione possiede caratteristiche estremamente positive anche per il trattamento dei percolati, come ad esempio:

1. la grande efficacia nell'abbattimento del carico organico (compresi gli organici recalcitranti alla degradazione), in virtù delle numerose specie microbiche normalmente presenti in questi sistemi;
2. la buona rimozione dei metalli pesanti (esistono numerose applicazioni della fitodepurazione sulle acque di lavorazione delle miniere);
3. le grandi capacità di nitrificazione-denitrificazione con conseguente abbattimento delle elevate concentrazioni di ione ammonio.

Un ulteriore, ma non trascurabile, vantaggio consiste nella grande diminuzione di volume del liquido (in alcuni casi si potrebbe pensare, in fase progettuale, alla totale eliminazione dei reflui), causata dalla azione evapotraspirativa delle essenze vegetali; dunque, un eventuale ulteriore smaltimento dell'effluente dal trattamento di fitodepurazione avrebbe costi estremamente ridotti. L'utilizzo di queste biotecnologie, a basso impatto ambientale, con bassi costi di realizzazione e gestionali e buone rese di trattamento, sta prendendo sempre più campo a livello internazionale (Mulamoottil ed altri, 1999; Bulc ed altri, 2003; Staubitz ed altri,1989; Surface ed altri, 1993; Trautmann, 1989 ed altri).

Il problema dell'inquinamento "diffuso urbano" è ormai ampiamente riconosciuto sia a livello nazionale che internazionale: le reti fognarie miste sono, infatti, progettate per collettare una determinata quantità di reflui in tempo secco, che viene però ecceduta in caso di pioggia quando ricevono anche le acque meteoriche. Una volta superata tale portata massima, entrano in azione numerosi scolmatori di piena, che scaricano tal quali i reflui in eccesso direttamente nei corpi idrici recettori; spesso poi gli scaricatori di piena, nei casi di forte criticità delle condotte fognarie miste, entrano in funzione non solo in occasione di eventi meteorici, ma anche in periodi di tempo secco in coincidenza con le punte idrauliche concentrate in particolari momenti della giornata; le acque scolmate hanno, quindi, caratteristiche del tutto simili ai reflui fognari e convogliano nel reticolo idrografico alte concentrazioni di inquinanti biologici e microbiologici.

Le applicazioni della fitodepurazione per il trattamento delle acque di prima pioggia, derivanti dal dilavamento di superfici impermeabilizzate (aree urbane, piazzali di zone industriali, autostrade, aeroporti, etc.), sono ormai numerose su scala internazionale e spesso indicate come "Best Management Practices" nella riduzione dell'inquinamento diffuso (NSW, 1998; Shutes ed altri, 1997 e 1999; EPA, 1999).

Nel caso di corsi d'acqua con portate consistenti e soggette ad inquinamento, da parte delle sostanze fertilizzanti utilizzate nelle pratiche agricole intensive e solubili in acqua, la possibile soluzione per la riduzione del carico di nutrienti può consistere nell'adozione di zone umide costruite o ricostruite. La zona umida sperimentale di Castelnuovo Bariano (Rovigo) è una zona umida a flusso libero superficiale (FWS) ricostruita in un'area riparia del fiume Po, a circa 100 Km dalla foce, il cui principale obiettivo è verificare la potenzialità delle zone umide in termini di rimozione dei nutrienti dalle acque del fiume; la parte sperimentale è, attualmente, svolta dall'Università di Padova ed è focalizzata sulla stima della rimozione degli inquinanti (Dal Cin ed altri, 2001).

Interventi di fitodepurazione possono, inoltre, migliorare la capacità autodepurativa dei corsi d'acqua: l'inserimento di zone umide, ovvero di zone a flusso lento delle acque ottenuto con sezioni sufficientemente larghe, unitamente alla creazione di meandri e di tratti a bassa profondità della colonna d'acqua (0.2-0.5 metri), favoriscono tutto l'insieme dei meccanismi biologici, chimici e fisici di rimozione degli inquinanti. Tali interventi possono avvenire direttamente in alveo, oppure fuori alveo derivando una quota parte della portata del fiume e restituendola più a valle. Viene, infatti, a svilupparsi

un ecosistema complesso, in cui i fenomeni sopraccitati trovano un ambiente ideale per la loro massima efficacia.

La fitodepurazione costituisce, infine, un'allettante soluzione per il trattamento dei fanghi di supero provenienti dagli impianti di tipo biologico convenzionale (fanghi attivi, biodischi, etc.), il cui trattamento e successivo smaltimento costituisce una importante voce di spesa nella gestione; tale tecnica, ancora non diffusa sul territorio nazionale, sta invece trovando larga applicazione e riscuotendo ampi consensi in Germania, Danimarca e Francia (Nielsen ed altri, 1990; Lienard ed altri, 1995; Lesavre ed altri, 2002). Numerose esperienze (tedesche, francesi e danesi) hanno mostrato una disidratazione dei fanghi superiore al 75%; infatti, il materiale da smaltire, con cadenza quasi decennale, è un compost organico di buona qualità, che può essere utilizzato come ammendante in agricoltura (a meno di contaminazioni derivanti dalla presenza di inquinanti tossici inorganici nelle acque trattate nei depuratori).

3. ALBERO DECISIONALE

Il seguente schema grafico descrive l'iter progettuale da seguire per la realizzazione di un impianto di fitodepurazione, al fine di fornire uno strumento utile per la valutazione di progetti che prevedono il ricorso a tecniche di depurazione naturale.

Il primo passo consiste in una valutazione della fattibilità dell'intervento, che è indissolubilmente legata all'individuazione degli obiettivi depurativi; in sostanza, una volta individuate le problematiche connesse al tipo di scarico da depurare e gli obiettivi depurativi fissati dalla normativa, dipendenti dal recettore finale dello scarico, si deve valutare l'applicabilità di un impianto di depurazione naturale al caso in esame, anche in base ad un confronto tecnico, economico ed ambientale con altri tipi di sistemi.

I seguenti punti dovrebbero essere sviluppati con una certa accuratezza dal progettista:

- l'analisi dell'utenza riveste un ruolo fondamentale nella progettazione di un qualsiasi impianto di depurazione. Per caratterizzare al meglio lo scarico, si dovrebbero avere a disposizione dati analitici sulle portate e sulle concentrazioni di inquinanti, in base ai quali determinare i parametri medi di progetto; quando tali dati non sono presenti, si deve ricorrere ai dati disponibili nella letteratura scientifica o ad indagini specifiche;
- l'analisi della destinazione finale dello scarico (corpo idrico, suolo, riutilizzo, etc.) permette invece di determinare gli obiettivi depurativi. Infatti, in alcuni casi abbiamo precisi limiti allo scarico da rispettare, in altri l'obiettivo viene fissato compatibilmente allo stato del recettore finale.

Una volta caratterizzato lo scarico, individuato l'obiettivo depurativo ed elaborato un quadro legislativo di riferimento si può determinare il livello di trattamento adeguato e, conseguentemente, la soluzione tecnico-progettuale più appropriata. In particolare, per utenze medio-alte, si deve valutare l'effettiva applicabilità di un impianto di depurazione naturale nel caso in esame ed eseguire un confronto con altre soluzioni tecniche. In questa fase si deve tener conto dei seguenti aspetti:

- funzionamento dell'impianto in base ai parametri di progetto individuati,
- sostenibilità economica dell'intervento sia in fase di realizzazione che in fase di gestione.

Una volta stabilito che il ricorso a tecniche di depurazione naturale è la soluzione appropriata, si può procedere alla scelta dello schema impiantistico ideale e alla stima preliminare delle superfici necessarie. Il passo successivo è rappresentato dalla scelta dell'area adatta alla realizzazione dell'impianto: il vincolo principale è costituito, in genere, proprio dalla disponibiltà di spazio. Infatti, spesso accade di dover modificare lo schema impiantistico scelto a favore di uno avente maggiore compattezza, senza ovviamente venire meno agli obiettivi depurativi fissati.

Dopo aver svolto tutte le indagini preliminari del caso sul sito di intervento (indagini geologiche e idrogeologiche, verifica dei vincoli esistenti, inquadramento vegetazionale, etc.), si può procedere al design dell'impianto.

Albero decisionale

Determinazione dell'obiettivo depurativo

- Analisi dell'utenza e caratterizzaione del refluo da trattare
- Individuazione del recapito finale dello scarico
- Inquadramento normativo **par.1.5**
- Determinazione del livello di trattamento richiesto **par.3.1**

Scelta della soluzione appropriata

- La fitodepurazione è adatta al tipo di applicazione? **par.2.3**
- Valutazione delle alternative progettuali
  - funzionamento
  - sostenibilità tecnica ed economica

Stima preliminare delle superfici

- Individuazione dello schema di impianto più appropriato **par.4.1**
- Dimensionamento di massima delle superfici richieste **par.4.2.1**

Identificazione dell'area di intervento

- Analisi della morfologia dell'area di intervento
- Compatibilità con i vincoli esistenti **par.6.1**
- Valutazione di impatto ambientale **par.6.2**

Design dell'impianto

- Determinazione dei pre-trattamenti adeguati **par.4.2.2**
- Scelta dei medium di riempimento **par.4.2.7 4.3.7**
- Scelta delle piante **par.5.1**
- Determinazione delle superfici utili **par.4.2.1 4.3.2**
- Geometrie e configurazione dei letti **par.4.2.3 4.3.3**
- Scelta del tipo di impermeabilizzazione **par.4.2.6 4.3.6**
- Verifica dei rendimenti dell'impianto **par.4.2.1 4.3.2**
- Particolari costruttivi **par.4.2.4-5 4.3.4-5**

4. DIMENSIONAMENTO E INDICAZIONI COSTRUTTIVE

4.1. Schemi di impianto

La scelta dello schema di impianto adeguato rappresenta uno dei passi essenziali nell'iter progettuale. Generalmente, la linea acque è molto simile ai comuni impianti di depurazione biologici: si prevede uno stadio di trattamento preliminare (solo nel caso di un'utenza medio-grande) per l'eliminazione dei solidi grossolani, seguito da una sedimentazione primaria, mentre il sistema di fitodepurazione costituisce lo stadio di trattamento secondario. La differenza fondamentale sta nella linea fanghi: in un impianto biologico tradizionale i fanghi prodotti dal sistema di trattamento secondario vengono in parte ricircolati ed in parte ulteriormente trattati all'interno dell'impianto o conferiti ad un impianto di trattamento più grande, mentre negli impianti di fitodepurazione non si ha alcuna produzione di fanghi a carico dello stadio secondario. Gli unici fanghi prodotti sono quelli derivanti dallo stadio di sedimentazione primaria, che in genere vengono periodicamente rimossi ed adeguatamente smaltiti (ciò potrebbe avvenire anche mediante un trattamento in loco con sistemi di fitodepurazione per la disidratazione dei fanghi).

Di seguito si riporta lo schema generale di un impianto di fitodepurazione per un'utenza media:

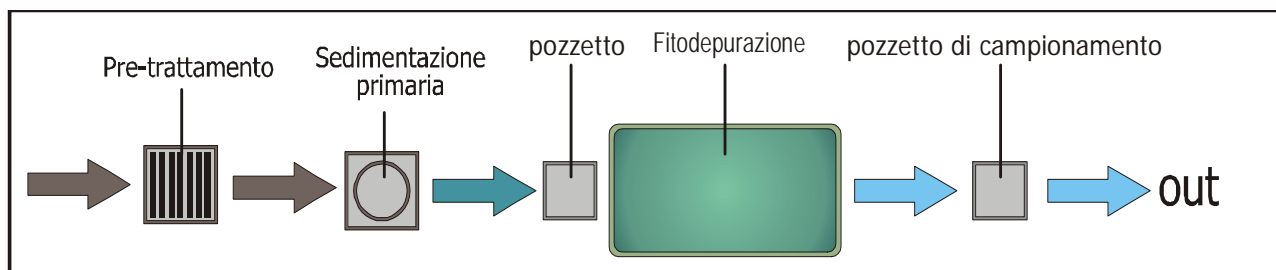



Figura 9. Schema generale di un impianto di fitodepurazione

La complessità dei sistemi di pretrattamento dipende essenzialmente dalla natura del refluo che si deve trattare ed ha la funzione di eliminare le parti grossolane, che potrebbero causare indesiderati fenomeni di intasamento. Lo stadio successivo di sedimentazione primaria ha, invece, la funzione di rimuovere buona parte dei solidi sedimentabili e può essere costituito da una vasca Imhoff, da una vasca tricamerale o da una classica vasca di sedimentazione.

Il trattamento secondario di fitodepurazione può essere, invece, costituito da una o più vasche di uguale o diversa tipologia (in quest'ultimo caso si parla di sistemi di fitodepurazione "ibridi" o multistadio), disposte in serie e/o in parallelo: la configurazione impiantistica dipende da numerosi fattori quali obiettivi depurativi, morfologia dell'area di intervento, natura del refluo, etc.

Le soluzioni possibili sono, quindi, molteplici, alcune di queste sono di seguito descritte e rappresentate:

1. *Sistema di fitodepurazione a flusso sommerso orizzontale*: le vasche sono state disposte su due linee in parallelo per facilitare le operazioni di manutenzione. È ottimale per utenze medie, quando si vuole ottenere alti abbattimenti di carico organico, solidi sospesi e carica batterica, ma non è richiesto un abbattimento spinto delle sostanze azotate.

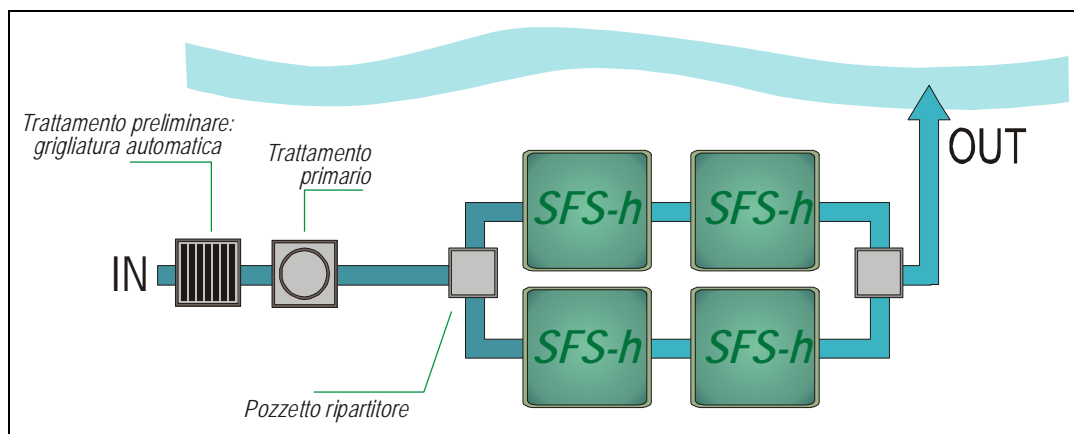



Figura 10. Schema impianto di fitodepurazione HF

2. *Sistema di fitodepurazione a flusso sommerso verticale* (provvisto di vasca di equalizzazione): ottimale per interventi su piccole utenze turistiche con presenze oscillanti, quando è richiesta una efficace riduzione dell'azoto ammoniacale, oltre al carico organico e solidi sospesi; oppure per i climi rigidi, quando i processi biologici tipici dei sistemi a flusso orizzontale sono fortemente rallentati.

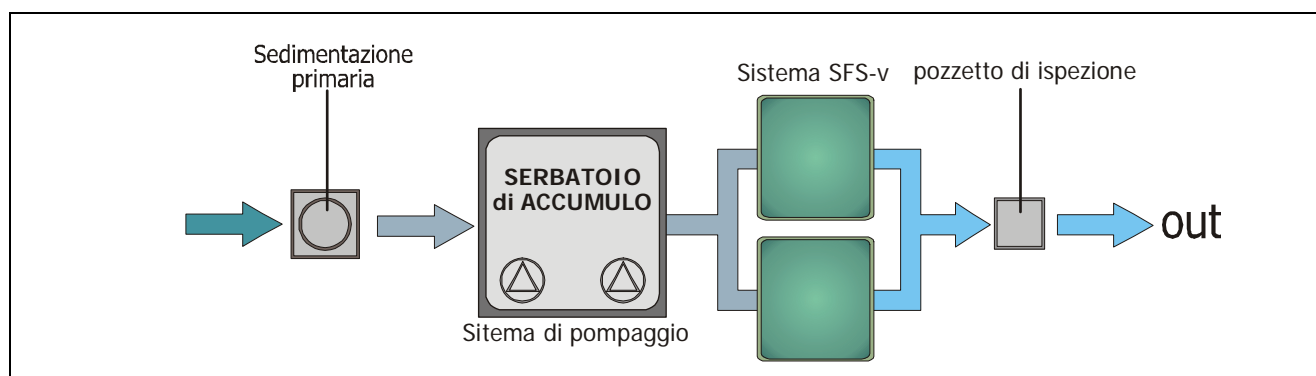



Figura 11. Schema impianto di fitodepurazione VF

3. *Sistema di fitodepurazione ibrido*: costituito da un sistema a flusso sommerso verticale articolato su due vasche alimentate in modo alternato discontinuo, seguito da un sistema a flusso sommerso orizzontale; l'introduzione del sistema a flusso orizzontale ha lo scopo di ottenere una più efficiente denitrificazione dell'effluente in uscita dal sistema verticale.

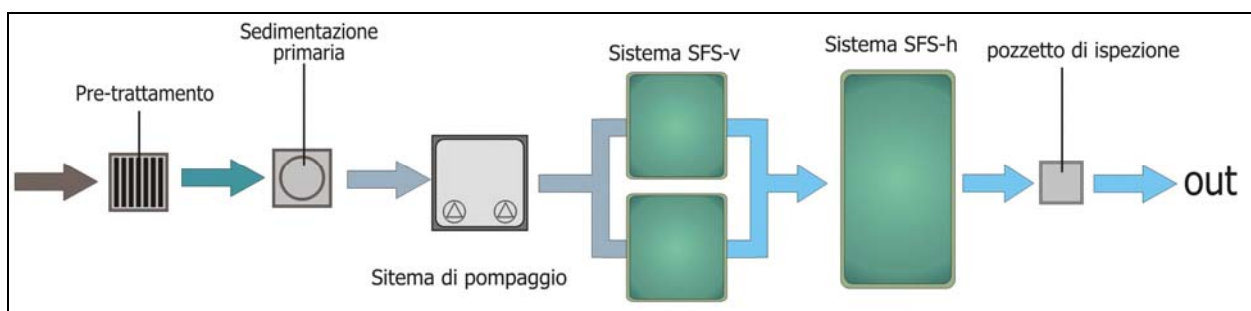



Figura 12. Schema impianto di fitodepurazione misti:VF-HF

4. *Sistema di fitodepurazione ibrido*: costituito da un sistema a flusso sommerso orizzontale, seguito da un sistema a flusso sommerso verticale articolato su due vasche alimentate in modo alternato discontinuo; lo stadio a flusso sommerso orizzontale ha il compito di rimuovere gran parte del carico organico e dei solidi sospesi rimasti dopo la fase di sedimentazione; lo stadio a flusso sommerso verticale consente, invece, di ottenere una forte ossidazione e una efficace nitrificazione senza incorrere in fenomeni di intasamento del filtro a sabbia. Tale schema può prevedere l'introduzione di un sistema di ricircolo dell'effluente in testa all'impianto, con lo scopo di ottenere una più efficiente denitrificazione dell'effluente.

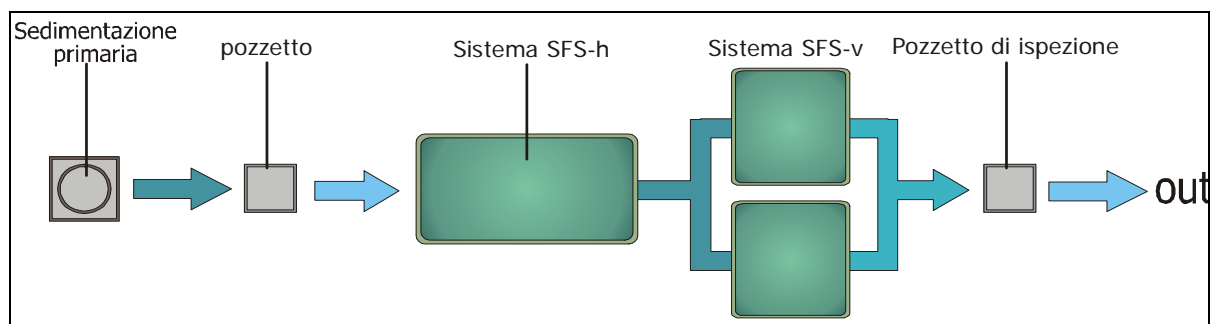



Figura 13. Schema impianto di fitodepurazione misti: HF-VF

5. *Sistema di fitodepurazione ibrido*: costituito da un sistema a flusso sommerso orizzontale, seguito da un sistema a flusso sommerso verticale, da un altro sistema a flusso sommerso orizzontale e da un sistema a flusso libero: l'ulteriore stadio a flusso sommerso orizzontale svolge la denitrificazione del refluo, mentre lo stadio a flusso libero finale, oltre a completare la rimozione delle sostanze azotate, affina ulteriormente l'abbattimento della carica microbiologica.

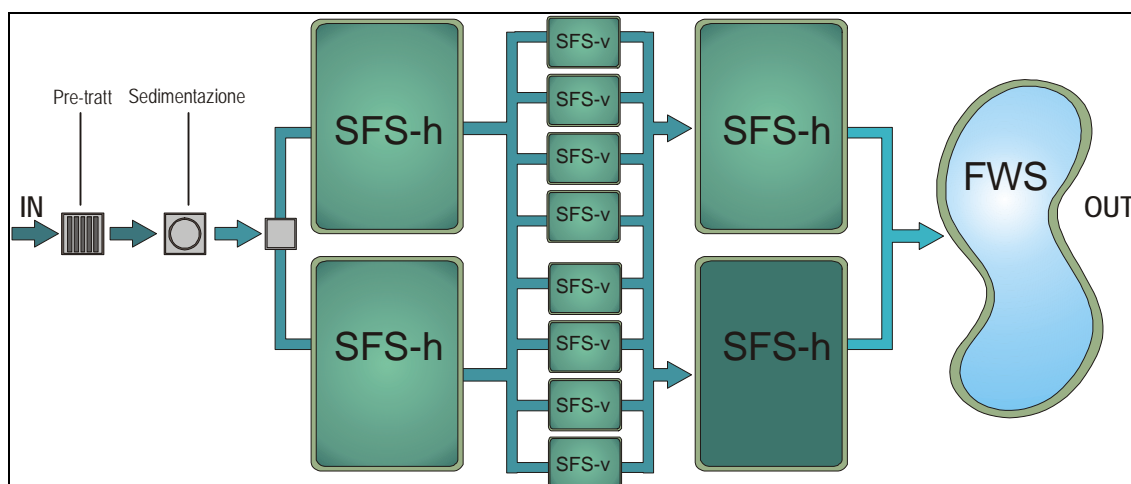



Figura 14. Schema impianto di fitodepurazione misti: HF-VF-HF-FWS

6. *Sistema di fitodepurazione con obiettivi di riutilizzo dell'acqua depurata*: le acque nere e grigie vengono trattate separatamente; le acque grigie, caratterizzate da una maggiore biodegradabilità e da un minore contenuto di carica microbiologica, possono essere riutilizzate per diversi usi "meno nobili", come per le cassette di risciacquo dei WC, l'irrigazione di giardini e aree a verde, il lavaggio dell'auto o di pavimenti.

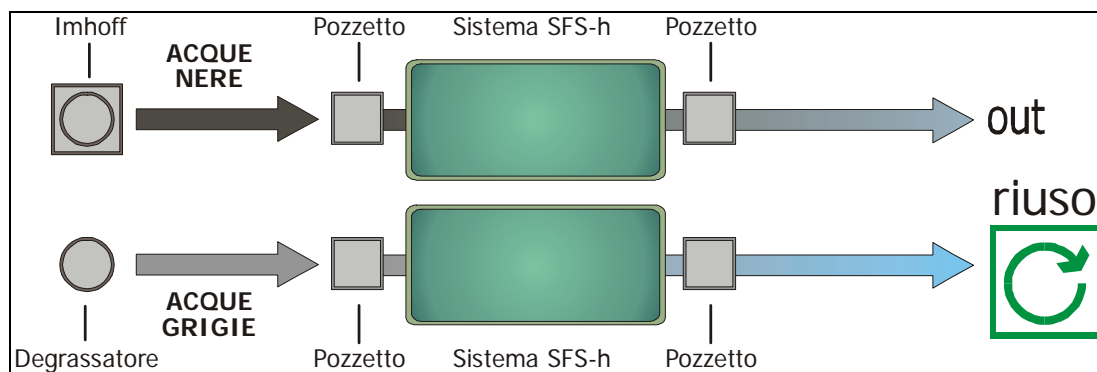



Figura 15. Schema impianto di fitodepurazione con obiettivo di riutilizzo dell'acqua depurata

Vale comunque la pena sottolineare che in qualunque degli schemi proposti, se il dimensionamento è sufficiente, si possono ottenere acque le cui caratteristiche sono tali da poter essere riutilizzate. La finalità del riutilizzo impone, ad oggi (vedi D. Lgs. 185/2003), come per gli impianti convenzionali, un trattamento più spinto.

4.2. Sistemi a flusso sommerso

4.2.1 Obiettivi depurativi e dimensionamento

Il dimensionamento di un impianto di fitodepurazione dipende da una serie di parametri da determinare durante la fase di indagine preliminare. Dopo aver fissato gli obiettivi depurativi in funzione del recapito finale del refluo ed aver scelto la tipologia depurativa e lo schema di impianto più adeguati, si può procedere ad un dimensionamento utilizzando i modelli accettati dalla comunità scientifica internazionale.

Per una stima preliminare delle superfici in gioco, spesso necessaria per valutare la fattibilità dell'intervento, possono essere comunque utili le indicazioni contenute nelle principali "linee guida" e manuali europei, riassunte nelle Tabelle 3 e 4

I coefficienti dimensionali, riportati in entrambe le Tabelle, dipendono dalla normativa esistente nei paesi di origine e dalle scelte di design adottate.

Per un dimensionamento più rigoroso si può ricorrere ad uno dei modelli accettati dalla letteratura scientifica internazionale riportate nel box di approfondimento successivo.

Parametri	Germania ATV, 1998	Austria Önorm, 1998	Rep. Ceca Vymazal, 1998	Gran Bretagna WRC, 1996	Danimarca Brix, 2003	Francia CEMAGREF – EC, 2001
Area	5 m^2/a.e. Valore minimo 20 m^2	6 m^2/a.e. per BOD	Second.: 5 m^2/a.e. Terziario: 1 m^2/a.e.	2°: 5 m^2/ae 3°: 0.5-1 m^2/a.e.	5 m^2/a.e. min 25 m^2	5 m^2/a.e. (BOD_{in} 150÷300) 10 m^2/a.e. (BOD_{in} 300÷600)
Materiale riempimento (Substrato)	$U=d_{60}/d_{10} < 5$	Ghiaia ingresso 16/32 (4/8) principale4/8 (2/4)	Ghiaia lavata 3-16 mm	Ghiaia lavata: 3-6 mm o 5-10 mm o 6-12 mm	U=d60/d10 <4 $0,3<d_{10}<2$ mm $0,8<d_{60}<8$ mm	Ghiaia lavata 3-6 mm o 5-10 mm o 6-12 mm
Perm. substrato	K_f 10^{-4}–10^{-3} m/s	–	K_f $10^{-3} \div 3x10^{-3}$ m/s	K_f 10^{-3} m/s	K_f $1*10^{-3}$ m/s	$K_f \approx 1x10^{-3} – 3x10^{-3}$ m/s
Carico idr. superficiale	4 cm/d	5 cm/d	–	2°: < 5 cm/d 3°: < 20 cm/d	–	–
Carico organico	–	112 Kg/ha x d	< 80 Kg/ha x d	–	–	–
Profondità	0.5 m	–	0.6 - 0.8 m	0.6 m	0.6 m	0.6 m

Tabella 3. Principali parametri europei per la progettazione preliminare di un sistema HF

Parametri	Germania ATV, 1998	Austria Önorm, 1998	Rep. Ceca Vymazal, 1998	Gran Bretagna WRC, 1996	Danimarca Brix, 2003	Francia CEMAGREF – EC, 2001
Area	2.5 m^2/a.e. min. 10 m^2/ a.e.	5 m^2/a.e. per BOD_5	Second. < 100 a.e.: 1°st: 0,8-2 m^2/a.e. 2°st: 50-60% 1°st 1 m^2/a.e. BOD_5 2-5 m^2/a.e. BOD+N Terziario<1-2m^2/AE	Second. 1 m^2/a.e. BOD_5 2 m^2/a.e. BOD_5+N < 100 a.e.: 1°st 3,5xa.e.^{0,35}+0,6xa.e. 2°st 50% del 1st	2 m^2/a.e.	Acqua grezza: 1°st: 1,2-1,5 m^2/ a.e. 2°st: 0,8 m^2/ a.e.
Materiale riempimento (Substrato)	$U=d_{60}/d_{10} < 5$	Dall'alto al basso: 5 cm ghiaia 8/16 mm 60 cm sabbia 0/4 15 cm ghiaia 40 20 cm ghiaia 16/32	Sabbia e ghiaia (0-12 mm) d60/d10<4	Dall'alto al basso: 8 cm sabbia 15 cm ghiaia 6 mm 10 cm ghiaia 12 mm 15 cm ghiaia 3-6cm	15 cm truciolato o altro isolante; 90 cm sabbia (vd figura 12); 15 cm ghiaia grossolana	1° st dall'alto al basso: 40cm ghiaia 2/8mm 30cm ghiaia 10/20mm 20cm ghiaia 20/40mm 2° st: sabbia al posto di ghiaia 2/8
Permeabilità substrato	Kf ≈ 10^{-3}–10^{-4} m/s	–	$K_f \approx 10^{-3}$–10^{-4} m/s	–	–	–
Carico idr. superficiale	60 mm/d	–	20-80 mm/d	70-80 mm/d	100 mm/d	30 mm/d
Carico organico	20-25 grBOD_5/m^2	–	–	20-25 grBOD/m^2	30 grBOD/m^2	20-25 grBOD/m^2 1^{st} fino a 40 grBOD/m^2
Profondità	0.8 m	0.5-0.8 m	0.6 m	1 m	1,2 m	0.6-0.8 m

Tabella 4. Principali parametri europei per la progettazione preliminare di un sistema VF

DIMENSIONAMENTO SISTEMI A FLUSSO SOMMERSO CON MACROFITE RADICATE

HF

Diverse sono le possibilità offerte in letteratura sul dimensionamento degli impianti di fitodepurazione a flusso sommerso orizzontale: ciò è dovuto sia alla "giovane età" della tecnica di depurazione, sia al fatto che per il grande numero di processi che avvengono in tali impianti, molti dei quali tuttora dibattuti a livello scientifico, per cui è molto difficile arrivare ad una modellizzazione matematica esauriente. Come mostrato nelle precedenti tavole comparative delle linee guida di svariati paesi europei, si arriva spesso a scegliere, per il principio precauzionale, un dimensionamento basato su un coefficiente di carico per unità di superficie, tale da garantire l'ottenimento del massimo grado di rimozione degli inquinanti ed elevati parametri di qualità degli effluenti. Questo approccio può essere in linea di massima condiviso per il dimensionamento degli impianti più semplici, ma crea insormontabili problemi quando si vogliono dimensionare sistemi più complessi come, ad esempio, i sistemi multistadio, in cui ogni singolo stadio dell'impianto deve raggiungere obiettivi parziali e non un trattamento completo come se fossero a se stanti. I modelli matematici riportati in seguito, basati sulle cinetiche di rimozione dei principali inquinanti e sull'utilizzo di coefficienti semiempirici ricavati dal monitoraggio di un ampio numero di impianti esistenti (database nordamericano NADB, database inglese WRc, database danese, etc.), approssimano sostanzialmente i sistemi HF a sistemi "plug-flow" a biomassa adesa. Non vengono, quindi, considerate le componenti dispersive, che giocano, invece, spesso un ruolo considerevole nei meccanismi di rimozione, ma si può comunque ritenere lecita l'approssimazione ad una cinetica di primo ordine considerandola come un approccio conservativo.

Metodo di Kadlec & Knight (1996)

Kadlec e Knight prevedono un decadimento del primo ordine e un modello plug-flow per tutti gli inquinanti: BOD, Solidi Sospesi Totali (SST), Fosforo Totale (TP), Azoto ammoniacale (NH_4-N), Azoto Nitrico (NO_3-N), Coliformi Fecali (FC). Il modello risulta essere quasi del tutto indipendente dalla temperatura (solo per le specie azotate è prevista una certa dipendenza); questa assunzione è un po' troppo forte se si considera che i processi biologici hanno una forte dipendenza dalla temperatura. In realtà, quella che interessa è la temperatura del refluo, che per moltissime tipologie di scarico, come quella civile, si mostra in realtà relativamente costante; ciò a causa della protezione offerta alla tubazione ed al refluo che scorre nelle vasche dallo strato di terreno soprastante, o all'uso maggiore di acqua calda nei periodi invernali, che può bilanciare l'effetto dovuto all'irrigidirsi delle temperature. Ne deriva che il modello di Kadlec & Knight è di facile applicabilità, anche in rapporto ad analisi di sensitività da eseguire sul dimensionamento di un impianto singolo, ma risulta poco sensibile al variare delle condizioni climatiche; il modello, inoltre, tiene in considerazione della concentrazione di fondo dell'inquinante.

La formula generale del modello è la seguente:

$$\ln\left(\frac{C_e - C^*}{C_i - C^*}\right) = \frac{-K}{q}$$

dove:

$q = \dfrac{365 \cdot Q}{A_s}$ coefficiente di carico idraulico in m/anno;

A_s = Superficie richiesta dalla vasca;
C_e = Concentrazione dell'inquinante nell'effluente fissata, in base all'obiettivo depurativo, in mg/l;
C_i = Concentrazione dell'inquinante in entrata all'impianto (dopo eventuale trattamento primario) in mg/l;
C^* = Concentrazione di fondo dell'inquinante in mg/l;
K = $K_{20} \cdot \theta^{(T-20)}$ = costante areale del primo ordine in m/anno;
Q = Carico idraulico medio giornaliero in m^3/giorno.

L’area superficiale richiesta può essere, quindi, calcolata con la seguente formula:

$$A_s = \frac{365 \cdot Q}{K} \ln\left(\frac{C_e - C^*}{C_i - C^*}\right)$$

Propongono, quindi, dei valori di riferimento delle costanti in gioco a seconda dell’inquinante considerato, determinati in base ai dati dei rendimenti riportati dall’NADB (North America Data Base), invitando alla cautela nell’utilizzo di essi in altri sistemi; la soluzione ideale proposta è quella ottenuta determinando localmente tali parametri tramite, ad esempio, la realizzazione di un impianto-pilota.

I parametri di riferimento proposti da Kadlec & Knight per la tipologia a flusso sommerso orizzontale sono riportati in Tabella 5. Valori di θ diversi da 1 indicano una dipendenza del processo di rimozione dell’inquinante in esame dalla temperatura del refluo.

Parametro	**BOD_5**	**SST**	**NH_4-N**	**NO_3-N**	**TP**	**FC**
K_{20}	180	1000	34	50	12	95
θ	1.00	1.00	1.04	1.09	1.00	1
C^*	$3.5+0.053C_i$	$7.8+0.063C_i$	0.00	0.00	0.02	10

Tabella 5. Parametri di riferimento proposti da Kadlec & Knight (1996) per SFS-h

Metodo di Reed, Crites & Middlebrooks (1995)

Le equazioni di questo metodo sono basate su una cinetica di primo ordine e l’assunzione di una condizione di plug-flow nella vasca per gli inquinanti, la cui rimozione avviene a causa di processi microbiologici: BOD_5, azoto ammoniacale ed azoto nitrico. Per gli altri parametri gli autori propongono equazioni separate, basate su regressioni eseguite su una prima versione del database del NADB (1993, Knight ed altri) sulle “constructed wetlands”.

La forma generale del metodo è data dalla seguente equazione:

$$\ln\left(\frac{C_i}{C_e}\right) = K_T \cdot t$$

dove:

$t = \frac{A_s \cdot y \cdot n}{Q}$ = tempo di ritenzione idraulica, in giorni;

A_s = Superficie richiesta dalla vasca;
C_e = Concentrazione dell’inquinante nell’effluente, fissata in base all’obiettivo depurativo, in mg/l;
C_i = Concentrazione dell’inquinante in entrata all’impianto (dopo eventuale trattamento primario) in mg/l;
$K_T = K_R \cdot \theta_R^{(T_W - T_R)}$ = costante cinetica alla temperatura T_W, in giorni^{-1};
θ_R = coefficiente di temperatura per la costante cinetica;
K_R = costante cinetica alla temperatura di riferimento, in giorni^{-1};
T_W = temperatura del refluo nella zona umida, in °C;
T_R = temperatura di riferimento, in °C;
n = porosità (% espressa come frazione);
y = profondità media della zona umida;
Q = carico idraulico medio giornaliero in m^3/giorno.

Quindi, la superficie richiesta dal trattamento può esser ricavata da:

$$A_s = \frac{Q}{K_T \cdot y \cdot n} \ln\left(\frac{C_i}{C_e}\right)$$

Gli autori propongono i valori di Tabella 6 per i coefficienti in gioco a seconda dell'inquinante considerato.

Se $1<T_w<10$

Parametro	**BOD_5**	**NH_4-N**	**NO_3-N**	**FC**
T_R	20	10	10	20
C residua	6	0.20	0.20	-
K_R	1.104	K_{10}	1.000	2.6
θ_R	1.06	1.15	1.15	1.19

Se $T_w>10$

Parametro	**BOD_5**	**NH_4-N**	**NO_3-N**	**FC**
T_R	20	20	20	20
C residua	6	0.20	0.20	-
K_R	1.104	K_{NH}	1.000	2.6
θ_R	1.06	1.048	1.15	1.19

Tabella 6. Valori dei parametri riportati da Reed Crites & Middlebrooks

K_{NH} è la costante cinetica di nitrificazione e dipende dalla percentuale occupata dalle radici dell'altezza del letto rz.

$$K_{NH} = 0.01854 + 0.3922(rz)^{2.6077}$$

K_{10} si ottiene da:

$$K_{10} = K_{NH} \cdot (1.048)^{-10}$$

Il metodo considera la dipendenza dalla temperatura nel dimensionamento di impianti di fitodepurazione: le rese depurative degli inquinanti, il cui abbattimento è considerato dipendente da T_W, sono superiori a temperature maggiori; molte volte, quindi, lo scenario più critico da valutare risulta essere quello invernale.

Per la rimozione dei solidi sospesi gli autori avanzano la formula seguente, proponendo una soglia di fondo di 6 mg/l.

$$C_e = C_i \cdot (0.1058 + 0.0011 \cdot HLR)$$

dove:
HLR = Coefficiente di carico idraulico in cm/giorno;
C_e = Concentrazione di SST nell'effluente fissata in base all'obiettivo depurativo, in mg/l;
C_i = Concentrazione di SST in entrata all'impianto (dopo eventuale trattamento primario) in mg/l.

In realtà, la dipendenza del rapporto delle concentrazioni da HLR è molto debole, quindi, la formula non appare molto significativa ai fini del dimensionamento su tale parametro; può, comunque, essere usata come formula di controllo.

Per quanto riguarda i patogeni, Reed osserva che i meccanismi di rimozione sono piuttosto simili a quelli che avvengono negli stagni di stabilizzazione e propone la stessa formula; tale assunzione è, in realtà, difficile da giudicare correttamente, ma mostra una tendenza conservativa rispetto a quanto realmente avviene secondo i dati sperimentali, soprattutto alle basse temperature. In generale, comunque, i dati sperimentali, relativi alla carica batterica e virale, relativi alle vasche di fitodepurazione, mostrano rese di abbattimento ottime, spesso superiori al 95% e, comunque, migliori dei tradizionali sistemi di trattamento dei reflui.

La formula è la seguente ed indica, tra l'altro, che le rese sono migliori con più bacini in serie:

$$\frac{Ce}{Ci} = \frac{1}{(1 + t \cdot K_T)^N}$$

dove:

$K_R \cdot \theta_R^{(T_W - T_R)}$

t = tempo di ritenzione idraulica, in giorni; $t = \frac{A_s \cdot y \cdot n}{Q}$

A_s = Superficie richiesta dalla vasca;
C_e = Concentrazione di coli fecali nell'effluente fissata in base all'obiettivo depurativo, in UFC/100ml;
C_i = Concentrazione di coli fecali in entrata all'impianto (dopo eventuale trattamento primario) in UFC/100ml;
K_T = costante cinetica alla temperatura T_W, in giorni^{-1};
θ_R = coefficiente di temperatura per la costante cinetica;
K_R = costante cinetica alla temperatura di riferimento, in giorni^{-1};
T_W = temperatura del refluo nella zona umida, in °C;
T_R = temperatura di riferimento, in °C;
n = porosità (% espressa come frazione);
y = profondità media della zona umida;
Q = carico idraulico medio giornaliero in m^3/giorno;
N = numero di celle in serie.

Per il fosforo gli autori propongono, invece, la formula seguente:

$$\frac{C_e}{C_i} = \exp\left(-\frac{K_p}{HLR}\right)$$

dove:

K_p = rateo costante di reazione del fosforo, pari a 2,73 cm/giorno.

E.P.A. 1993 e 1999

Anche l'EPA suggeriva nel 1993 di descrivere i SFS-h con cinetiche plug-flow del primo ordine:

$$\frac{Ce}{Ci} = \exp(-K_T \cdot t)$$

dove:

Ci = concentrazione di BOD_5 in ingresso (mg/l);
Ce = concentrazione di BOD_5 in uscita (mg/l);
K_T = costante dipendente dalla temperatura e dalla densità delle piante (giorni^{-1});
t = tempo di ritenzione (giorni).

Il tempo di ritenzione idraulica t è pari a:

$$t = \frac{n \cdot L \cdot W \cdot d \cdot 0{,}95}{Q}$$

dove:

n = porosità del letto;
W = larghezza del letto (m);
d = profondità del letto (m);
L = lunghezza del letto (m);
Q = portata media che attraversa il sistema (m^3/d).

Combinando le due precedenti equazioni si ottiene:

$$A = L \cdot W = \frac{Q \cdot (\ln Ci - \ln Ce)}{n \cdot K_T \cdot 0{,}95 \cdot d}$$

La costante cinetica K_T si ricava dalla seguente espressione:

$$K_T = K_{20}\, \theta^{(T-20)}$$

in cui K_{20} e θ possono assumere i valori riportati in Tabella 7 seguente, a seconda degli autori.

AUTORE	K_{20}	θ
WPCF (1990)	0,806	1,06
EPA (1993)	1,104	1,06

Tabella 7. Valori di K_{20} e θ secondo alcuni autori

Nel 1999 la stessa EPA suggerisce l'approccio conservativo per il dimensionamento dei sistemi HF, suggerendo un coefficiente di carico organico per unità di superficie (ALR: *areal loading rate*) pari a 6 grBOD/m^2.giorno, che porta all'ottenimento costante di concentrazioni di BOD_5 in uscita inferiori a 30 mg/l, indipendentemente dalle concentrazioni in ingresso e dalle condizioni di esercizio.

VF

Per il dimensionamento dei bacini a flusso verticale sono comunemente utilizzate le seguenti procedure:

- si calcola il fabbisogno di ossigeno sulla base di 1.0 Kg di O_2 per Kg di BOD_5 da rimuovere e di 4.3 Kg di O_2 per Kg di NH_3 da ossidare (Cooper, 1996).
- si dimensiona il letto verticale considerando un coefficiente di aerazione superficiale pari a 30 grammi di O_2 per m^2 di superficie (Brix, 1998) e si fissa la sua altezza pari ad 0.9 m; data, quindi, la conoscenza del fabbisogno di ossigeno e del coefficiente di aerazione superficiale, si ricava una superficie poi aumentata del 25% come fattore cautelativo.

$$A_S = \frac{OD}{Ka} + \frac{OD}{Ka} x 0.25$$

In riferimento alle "Linee Guida" tedesche per la realizzazione di sistemi verticali per utenze civili (ATV, 1997), si richiede il valore di 50 g/m^2.die per il carico organico in ingresso al sistema espresso come COD.

Platzer (2000) ha proposto la seguente formula per la verifica del bilancio dell'ossigeno nel sistema:

$$OI\ d + OI\ c - OD > 0\ (gr/g)$$

dove:

OI d (g O_2/giorno) = ossigeno fornito al sistema VF per diffusione = 1 [g O_2 h^{-1} m^{-2}] x Area letto x (24 [h] – 1,5 [h] x numero di volte che il letto viene alimentato);

OI c (g O_2/giorno) = ossigeno fornito al sistema VF per convezione = 0,3 [g O_2 l^{-1}] x Q_{media} x 1000 [l/m^3];

OD = fabbisogno di ossigeno = 0,85 x (BOD_{in} – BOD_{out}) [g/die] + 4,3 x (TKN_{in} – TKN_{out}) [g/die] + 0,1 x 2,9 x (TKN_{in} – TKN_{out}) [g/die].

♣♣♣

Nella seguente Tabella 8 sono riportate delle indicazioni su tipologie e superfici utili richieste per il trattamento secondario di liquami civili, basate sulle metodiche di dimensionamento ritenute più adeguate a livello scientifico internazionale e precedentemente descritte, in funzione degli obiettivi depurativi più comuni previsti dal quadro normativo italiano; nella sua compilazione si sono, inoltre, tenuti in considerazione i dati e le osservazioni desumibili dall'analisi del quadro italiano sulla fitodepurazione. Come già accennato, comunque, la scelta dello schema impiantistico e il dimensionamento di un impianto di fitodepurazione dipendono da molteplici altri fattori, come la tipologia di refluo, l'oscillazione dell'utenza, il clima, etc. Inoltre, i coefficienti di area utile richiesta sono basati su diversi tipi di design utilizzati e riportati da linee guide comunitarie e extracomunitarie: l'utilizzo di particolari costruttivi diversi tra loro (in particolar modo la scelta del medium di riempimento o delle essenze vegetali utilizzate) può, quindi, portare a dimensionamenti diversi tra loro.

		HF	**VF**	**Sistema ibrido**
a.e. > 2000 scarico in acque superficiali	Tab.1-3 – All.5 D.L152/99	>10 m^2/a.e.	4-6 m^2/ a.e.	2-5 m^2/ a.e.
a.e. > 2000 scarico in acque superficiali, area sensibile	Tab.1-3 – All.5 D.L152/99 Trattamento appropriato per N e P	sconsigliato	4-6 m^2/ a.e.	3-6 m^2/ a.e.
a.e. > 2000 scarico sul suolo	Tab.4 – All.5 D.L152/99	sconsigliato	5-7 m^2/ a.e.	4-7 m^2/ a.e.
a.e. < 2000: scarico in acque superficiali	Trattamento appropriato	2-4 m^2/ a.e.	2-5 m^2/ a.e.	2-4 m^2/ a.e.
a.e. < 2000: scarico in acque superficiali, area sensibile	Trattamento appropriato	4-6 m^2/ a.e.	4-6 m^2/ a.e.	3-5 m^2/ a.e.
a.e. < 2000: scarico sul suolo	Tab.4 – All.5 D.L152/99 Trattamento appropriato alla risorsa idrica sotterranea	4-6 m^2/ a.e.	4-6 m^2/ a.e.	3-5 m^2/ a.e.
riutilizzo irriguo (*)	D.M.185/03	4-6 m^2/ a.e.	4-6 m^2/ a.e.	3-5 m^2/ a.e.
riutilizzo nei WC (*)	D.M.185/03	4-6 m^2/ a.e.	4-6 m^2/ a.e.	3-5 m^2/ a.e.

Tabella 8. Superfici utili richieste per il trattamento secondario di reflui civili e domestici al variare della tipologia utilizzata e degli obiettivi depurativi fissati dalla Normativa Italiana sugli scarichi.

(*) Può essere richiesto uno stadio finale di disinfezione (U.V., acido peracetico, sistema FWS).

4.2.2 *Pretrattamenti*

La scelta di sistemi di pretrattamento adeguati al tipo di liquame da trattare è fondamentale per garantire il funzionamento e la durata di un impianto di fitodepurazione; cioè, il loro scopo è quello di rimuovere la maggior parte dei solidi contenuti nel refluo.

Specialmente quando la fognatura è di tipo misto, si deve prevedere un trattamento preliminare di grigliatura; se dopo il trattamento primario è previsto uno stadio a flusso sommerso orizzontale può essere sufficiente una grigliatura medio-fine, con spaziatura delle barre di 1-2 cm; mentre se si prevede l'utilizzo di sistemi a flusso sommerso verticale al primo stadio è consigliabile una grigliatura fine o rotostaccio, con spaziatura di 0,2-0,5 cm. La griglia può essere del tipo manuale, soprattutto negli impianti di taglia più piccola (a.e. < 200), oppure dotata di meccanismi di automazione, consentendo la raccolta del materiale grigliato tramite appositi pettini pulitori e nastri trasportatori.

Sempre nel caso di fognatura di tipo misto, si dovrà prevedere uno scolmatore delle acque di pioggia, possibilmente dopo il comparto di grigliatura, in modo che la portata addotta all'impianto non dovrà superare la portata massima prevista nel sedimentatore.

Il trattamento primario deve essere tale da permettere la rimozione di almeno il 60% dei solidi sospesi sedimentabili ed a questo scopo sono comunemente utilizzate vasche settiche tipo Imhoff, vasche settiche tricamerali, fino alle comuni vasche di sedimentazione primaria.

Le vasche settiche tricamerali sono particolarmente efficienti come trattamento primario di impianti di fitodepurazione se si garantiscono adeguati tempi di detenzione del liquame. Il loro volume utile può variare da 0,3 a 0,5 m^3 per La vasca è suddivisa in tre camere distinte, collegate idraulicamente in serie e per evitare numerosi svuotamenti è consigliabile che la prima vasca abbia un volume almeno doppio delle altre due.

Le vasche settiche tipo Imhoff rappresentano un valido sistema di trattamento primario dei reflui; tecnicamente tali fosse sono unità in cui vengono associate le funzioni di separazione dei solidi sedimentabili (sedimentazione primaria) e di digestione anaerobica dei fanghi separati nel processo di sedimentazione primaria, mantenendo separati i comparti in cui avvengono tali processi. I due distinti comparti sono rispettivamente uno superiore di sedimentazione, uno inferiore di accumulo e di digestione anaerobica dei fanghi sedimentati. Le vasche Imhoff hanno il vantaggio di operare, oltre alla sedimentazione, una parziale digestione dei solidi sedimentati. Il volume del comparto di sedimentazione deve essere dimensionato in modo da assicurare tempi di detenzione, sulla portata di punta di tempo secco, non inferiori a 1,5 h; il dimensionamento del comparto di digestione dipende, invece, essenzialmente dal numero di svuotamenti che si vuole ottenere.

Infine, le vasche di sedimentazione primaria, così come i lagunaggi, sono poco utilizzati in quanto, essendo le vasche aperte superiormente, possono causare la diffusione di cattivi odori e aerosol. È preferibile il loro utilizzo agli impianti di taglia più grande e quando l'ubicazione del trattamento lo consenta.

Nei casi in cui l'impianto di fitodepurazione serve utenze non allacciate alla fognatura è, inoltre, importante prevedere un trattamento di separazione degli oli e dei grassi delle acque grigie prima della confluenza con le restanti, poiché migliora la rimozione e limita la formazione di composti solidi nei trattamenti primari.

4.2.3 *Geometria e configurazione dei letti*

Sistemi HF

La forma di una vasca a flusso sommerso orizzontale deve essere necessariamente rettangolare; mentre la pendenza del fondo del letto può variare dall'1 al 5%, compatibilmente con i calcoli di verifica sulla geometria della vasca.

L'area trasversale può essere calcolata con l'equazione di Darcy:

$$A_t = Q_s/[k_f \text{ x } dh/ds]$$

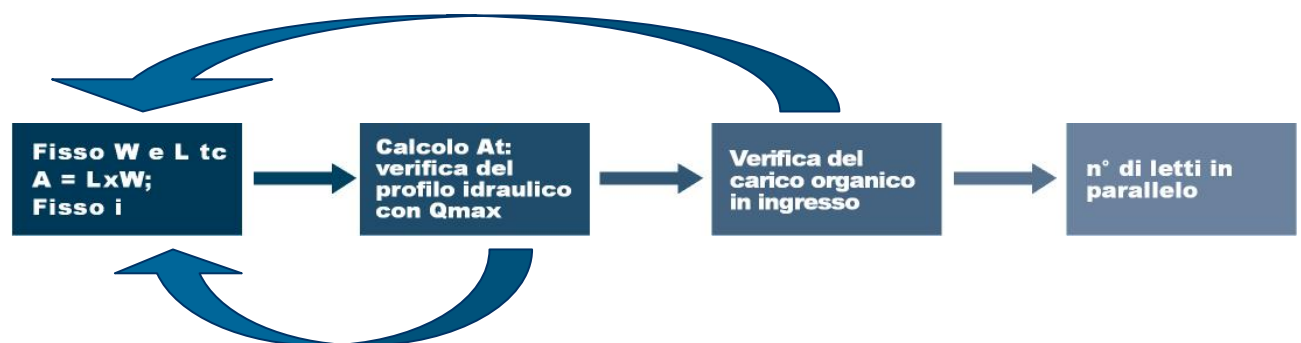
dove:
A_t = area trasversale, m^2,
Q_s = portata media del refluo, m^3/s,
k_f = conducibilità idraulica, m/s,
dh/ds = pendenza del fondo vasca, m/m,
(h = profondità del letto; s = lunghezza del letto).

Calcolata l'area trasversale, si può ottenere la larghezza minima del letto (Ac/0,95.Dmin) così da definirne la geometria, ovvero il rapporto tra lunghezza e larghezza. Un valore adeguato di questo parametro elimina i rischi di corto circuito idraulico con possibile scorrimento in superficie del refluo, che comporta la riduzione dell'efficienza depurativa. Il rapporto tra la profondità del letto e la sua lunghezza permette di individuare il massimo gradiente idraulico disponibile, affinché ci sia un movimento netto del liquame dall'entrata verso l'uscita senza ritorni o ristagni di flusso. Sulla base delle dimensioni reali ottenute dal progetto deve essere fatta una verifica del profilo idraulico. La flessibilità dell'altezza è necessaria per garantire, da un lato, la completa ed uniforme immersione dell'apparato radicale lungo il letto e, dall'altro, la riduzione della possibilità che si instaurino condizioni di flusso superficiale all'inizio delle vasche.

L'EPA consiglia un valore limite superiore di 0,2 Kg BOD_5/m^2 al giorno per il carico organico per unità di superficie trasversale, allo scopo di evitare pericoli di intasamento del *medium* nella parte iniziale del letto.

La lunghezza del letto non dovrà essere eccessiva e, comunque, tale da evitare un'altezza alla sezione di ingresso troppo limitata ed allo stesso tempo un'altezza alla sezione di uscita in accordo con la profondità massima raggiungibile dall'apparato radicale dell'essenza vegetale prescelta; d'altro canto non dovrà essere troppo limitata (almeno maggiore di 4 m).

Il rapporto L/W può variare notevolmente, nel rispetto delle indicazioni riportate, da un minimo di 0,5 ad un massimo di 3.

La larghezza ottenuta alla fine dell'iter progettuale dovrà, comunque, essere tale da assicurare una uniforme distribuzione del refluo su tutta la sezione di ingresso; compatibilmente con il sistema di alimentazione scelto, è consigliabile non avere valori di W eccessivi e suddividere, quindi, lo stadio di trattamento in più letti in parallelo. La configurazione dei letti disposti su più linee in parallelo è auspicabile, soprattutto, per gli impianti di taglia più grande, in modo da facilitare le operazioni di manutenzione delle vasche.

Sistemi VF

La forma di un sistema a flusso sommerso verticale ha meno limitazioni a differenza dei sistemi a flusso sommerso orizzontale: l'importante è assicurare una uniforme distribuzione del liquame su tutta la superficie. Tale condizione si riesce a raggiungere adottando sistemi di distribuzione dotati di un certo grado di simmetria (vedi Par. 4.2.4), quindi anche la forma della vasca dovrà essere scelta di conseguenza.

Si ritiene importante la scelta della configurazione dei letti, infatti per ottenere elevati rendimenti depurativi si deve alimentare le vasche in modo discontinuo, lasciando tra una carica e l'altra il tempo

adeguato per la percolazione del liquame e la successiva areazione. Se per impianti di piccola taglia si può realizzare un'unica vasca a flusso sommerso, per impianti più grandi può essere conveniente dividere il sistema in più vasche o in settori, alimentati in modo alternato.

4.2.4 Sistemi di alimentazione

Sistemi HF

In un sistema a flusso sommerso orizzontale il liquame in entrata può essere distribuito in diversi modi, solitamente i più frequenti sono:

- un canale a pelo libero, che alimenta a stramazzo la vasca in diversi punti,
- una tubazione forata o con elementi di distribuzione a T, collocata superficialmente o sommersa nel refluo.

Questi due esempi presentano vantaggi e svantaggi a seconda delle portate in gioco e del tipo di trattamento che deve svolgere il sistema. Comunque, indipendentemente dalla scelta del sistema di distribuzione, è importante rispettare le condizioni di distribuzione del flusso uniforme lungo la larghezza del letto e rendere il sistema ispezionabile per un eventuale pulizia dello stesso; in tal senso sono generalmente da preferire collocazioni dei sistemi di alimentazione in superficie, limitando l'alimentazione sommersa ai casi in cui sono previsti lunghi periodi di ghiaccio.

In ogni caso, deve essere realizzata una striscia trasversale di materiale inerte di grossa pezzatura, larga almeno 1 m, in modo da limitare al massimo gli intasamenti nella zona di ingresso, che potrebbero instaurare linee di flusso preferenziali all'interno del letto.

Se l'area è posta ad una quota inferiore allo scarico ($H_{area}= H_{scarico}-L \times 0{,}01$), il sistema a flusso sommerso orizzontale permette l'alimentazione continua a gravità.

I diametri impiegati dipendono essenzialmente dal carico idraulico previsto; si deve prevedere, comunque, anche per gli impianti più piccoli ad uso unifamiliare, un diametro minimo di 90 mm onde evitare intasamenti.

La larghezza del sistema di alimentazione è, in genere, uguale alla larghezza della vasca; per vasche molto larghe (maggiori di 15 m) può però convenire realizzare due o più moduli uguali di sistema di alimentazione, ripartendo equamente il refluo tra le varie linee.

Sistemi VF

L'alimentazione dei sistemi verticali è alla base del buon funzionamento e dell'efficienza depurativa del sistema. Innanzitutto l'alimentazione deve essere discontinua, cioè deve trascorrere un certo lasso di tempo tra una carica e l'altra; durante questo periodo per avere la massima efficienza si deve avere la pressoché totale percolazione del refluo all'interno del *medium* di riempimento. Per questo motivo l'intervallo minimo tra un'alimentazione e l'altra (e quindi il volume utile di cacciata) deve essere fissato in base al *medium* prescelto: le "Linee Guida" tedesche, ad esempio, con i riempimenti e la stratigrafia fissate, consigliano come valore ottimale 6 alimentazioni al giorno, mentre le "Linee Guida" danesi riportano 12-24 volte al giorno.

La modalità di alimentazione discontinua richiede l'utilizzo di un sifone di cacciata o, molto più spesso, di un sistema di pompaggio.

I sifoni, generalmente utilizzati, tra quelli in commercio, sono di tipo "Milano"; altri modelli in commercio non sono consigliabili, in quanto poco adatti alle acque reflue civili. Si possono, invece, utilizzare dispositivi progettati *ad hoc*, in materiali resistenti alla corrosione, che sfruttano il principio di funzionamento dei sifoni.

Un'alternativa (sempre del tipo "energy free") ai sifoni sono i "tipping bucket", in cui l'alimentazione discontinua è garantita da una tramoggia basculante che, riempendosi, scarica la portata voluta; sono, comunque, sistemi consigliabili per l'alimentazione di vasche piccole e per l'utilizzo in impianti di taglia piccola, inferiori a 100-200 a.e.

Le pompe comunemente utilizzabili sono centrifughe sommergibili; inoltre, per non incorrere in problemi di ostruzioni, è importante la scelta del passaggio della girante, che dipenderà dal tipo di refluo e

dai pretrattamenti previsti; pertanto è consigliabile l'utilizzo di pompe con giranti monocanale o a vortice con girante arretrata.

Per sistemi di taglia più grande, è consigliabile l'utilizzo di sistemi di sollevamento separati per ogni vasca, oppure il ricorso ad una modalità di alimentazione dei letti alternata, realizzabile tramite l'impiego di elettrovalvole e di una centralina di comando.

Particolare cura si dovrà osservare nella scelta delle valvole e della centralina. La scelta della valvola ottimale dipende dai tipi di pretrattamenti scelti e dalla configurazione impiantistica. Più il refluo è grezzo e maggiormente si possono avere rischi di ostruzioni del meccanismo di apertura-chiusura con il conseguente aumento della richiesta di manutenzione.

Se si utilizzano delle valvole per l'alimentazione di vasche VF, al primo stadio, è consigliabile scegliere un buon livello di pretrattamento (ad esempio, una grigliatura fine o un rotostaccio). Per l'alimentazione di vasche VF, al secondo stadio, si possono utilizzare valvole a membrana, di sicuro funzionamento se vengono garantiti, in fase di progettazione, adeguati livelli di pressione nei tubi.

La scelta della centralina di controllo dipende essenzialmente dalla complessità del sistema e dal numero di vasche che si deve alimentare; ciò è importante per garantire una certa automaticità e semplicità d'uso, senza introdurre complicazioni elettroniche di scarsa utilità.

Il sistema di alimentazione delle vasche deve garantire una uniforme distribuzione del refluo sulla superficie; la conformazione geometrica di questo sistema dovrà avere un alto grado di simmetria e tutti i punti di uscita del refluo dovranno sottendere un'uguale area e coprire tutta la superficie. I sistemi comunemente utilizzati vengono realizzati tramite tubazioni per condotte di scarico in materiali plastici quali PE o PVC.

L'uscita del refluo può avvenire: attraverso apposite bocchette (realizzabili, ad esempio, con delle curve a 90°), oppure praticando dei forellini di 2-4 mm sulla parte inferiore delle tubazioni.

4.2.5 Sistemi di uscita

Sistemi HF

I sistemi di uscita sono spesso realizzati con una tubazione drenante posta sul fondo, al piede della scarpata della vasca, per tutta la sua larghezza, e collegata con una tubazione ad un pozzetto, in cui è alloggiato un dispositivo che garantisce la regolazione del livello idrico all'interno del sistema; ciò permette di regolare il livello di refluo nella vasca secondo le esigenze funzionali del sistema stesso.

Qualora la vasca abbia una larghezza maggiore di 25-30 metri è preferibile utilizzare due sistemi di uscita per ridurre le inevitabili zone di ristagno, che altrimenti si avrebbe con un'unica uscita.

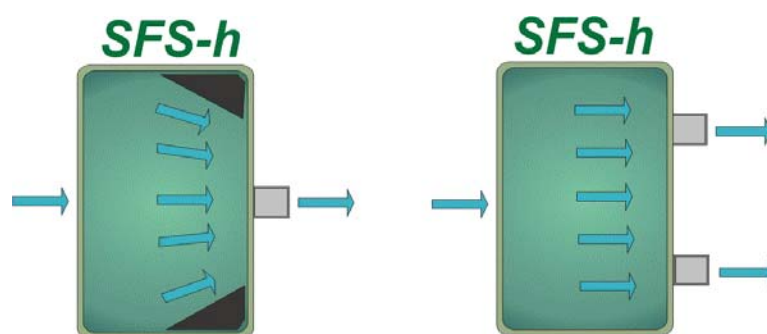



Figura 16. Sistema di uscita adeguato (a destra) per evitare cortocircuiti idraulici

Per la realizzazione del drenaggio sono comunemente usate tubazioni per condotte di scarico in materiali plastici quali PE o PVC, mentre alcuni pezzi speciali talvolta possono essere anche in metallo. Se si usano tubazioni in PVC il sistema di alimentazione viene realizzato giuntando i vari pezzi tramite incollaggio. Le tubazioni in PE consentono, invece, molteplici sistemi di giunzione: il più usato è la saldatura dei giunti testa a testa, mentre di più semplice realizzazione, ma meno economico, è l'uso di raccordi a compressione tipo Plasson. Per le estremità libere si possono usare dei tappi con guarnizione elastomerica, la cui regolazione viene fatta semplicemente aprendo il tappo, che corrisponde all'altezza del pelo libero voluta all'interno della vasca; una più comoda movimentazione è garantita sostituendo ai tappi una valvola a sfera in plastica a controllo manuale.

Per la realizzazione di sistemi mobili si può, invece, utilizzare un giunto snodabile, da fissare all'altezza voluta tramite l'utilizzo di una catenella.

I diametri impiegati dipendono essenzialmente dal carico idraulico previsto e dalla grandezza della vasca (e quindi dal tempo necessario per operare le regolazioni); si deve prevedere, comunque, un diametro minimo di 63 mm per gli impianti più piccoli a uso unifamiliare.

Sistemi VF

Il drenaggio delle acque, che percolano nei filtri verticali, è realizzato nello stesso modo dei letti a flusso sommerso orizzontale, ponendo una tubazione microforata su un lato del letto e assicurando una pendenza minima (1-2%) del fondo del letto verso quel lato per favorire l'evacuazione del liquame. Altrimenti, si possono disporre più tubazioni di drenaggio sul fondo (distanziate di 1-2 metri), collegate da un lato ad una tubazione di scarico finale, dall'altro con l'esterno (in modo da funzionare anche da bocca di ventilazione).

4.2.6 Impermeabilizzazione

Per evitare fenomeni di inquinamento del sottosuolo, i bacini di depurazione devono essere impermeabilizzati, utilizzando a tale scopo geomembrane sintetiche o bentonitiche ed escludendo, invece, i manufatti in cemento per una questione di costi di realizzazione e dismissione, di sicurezza di tenuta idraulica e, quindi, di compatibilità ambientale.

La possibilità di utilizzare terreno argilloso, pur essendo la più economica, è limitata dalla permeabilità del terreno stesso, che deve essere molto bassa, indicativamente pari a $K_s < 10^{-8}$ m/s, e con la quota di falda a non meno di un metro sotto la base del letto (Cooper, 1993).

In genere, sono preferiti i manti sintetici, che utilizzano materiali quali:

- polietilene a bassa ed alta densità (PE),
- PVC,
- polipropilene.

Gli spessori dei teli sono variabili da 0,5 a 2 mm. Le saldature delle membrane possono essere realizzate in loco o in officina, mentre per le geomembrane bentoniche dovranno essere previsti adeguati sormonti. La geomembrana impermeabilizzante viene posata su uno strato di sabbia di almeno 5 mm e ricoperta da uno strato di tessuto non tessuto, per assicurare un minimo di protezione meccanica della membrana durante il riempimento con gli inerti.

4.2.7 Medium di riempimento

Il substrato ha un ruolo fondamentale nell'efficienza depurativa dell'impianto perché, oltre a fare da supporto alla vegetazione, rappresenta un filtro meccanico e chimico per alcune sostanze contenute nel refluo; per questo la scelta del tipo di *medium* è strettamente correlata alle caratteristiche del liquame che si deve depurare.

Sistemi HF

Nei sistemi a flusso sommerso orizzontale deve essere assicurata una conducibilità idraulica di almeno 100 m/g, quindi è parimenti sconsigliato l'utilizzo di terreno vegetale e viene comunemente utilizzata ghiaia di granulometria variabile, pulita e lavata. Per individuare le miscele più adatte vengono effettuate delle prove di porosità e di conducibilità idraulica, oltre al calcolo della curva granulometrica.

Da tenere, inoltre, presente che durante il funzionamento dell'impianto il *medium* si arricchisce dei microrganismi, solidi sospesi e del particolato organico, cosicché si ha un aumento delle dimensioni dei grani con una conseguente diminuzione degli spazi interstiziali e quindi della conducibilità idraulica; tale diminuzione sembra, comunque, essere compensata (se il dimensionamento è stato fatto correttamente) dall'aumento di conducibilità dovuto allo sviluppo dell'apparato radicale (Cooper, 1996).

Tipologia	**Dimensione grani (mm)**	**Porosità (%)**	**Conducibilità idraulica (K_s = m/d)**
Sabbia	1-2	30-32	420-480
Ghiaia	8-16	35-38	500-800
Pietrisco	32-128	40-45	1200-1500

Tabella 9. Caratteristiche di alcuni tipici medium di riempimento usati per impianti a flusso sommerso (Nuttal et altri, 1997, modificato).

Nei sistemi a flusso sommerso orizzontale è generalmente utilizzata ghiaia del diametro medio compreso tra 4 e 16 mm; è consigliabile, inoltre, usare del pietrisco di almeno 80-120 mm per una lunghezza di almeno 1 m alla sezione di ingresso, per evitare fenomeni di intasamento.

Generalmente, la ghiaia prescelta è disposta in modo uniforme all'interno del letto, per uno spessore direttamente correlato alla profondità delle radici dell'essenza vegetale impiegata. Sono accettabili variazioni della granulometria in senso longitudinale; sono, invece, sconsigliabili in senso altimetrico, in quanto si creano vie di scorrimento preferenziali del refluo con conseguente riduzione dei tempi di ritenzione stimati in fase di progetto.

La ghiaia da utilizzare come *medium* di riempimento dovrà essere il più possibile rotondeggiante; essa dovrà essere costituita da elementi omogenei, provenienti da rocce compatte, resistenti, non gessose né gelive e saranno da escludere quelle contenenti elementi di scarsa resistenza meccanica, sfaldati o sfaldabili, e quelle rivestite da incrostazioni; dovrà, inoltre, essere scevra da materie terrose, sabbia o comunque materie eterogenee.

Sistemi VF

Riguardo la scelta ottimale del *medium* di riempimento per i sistemi a flusso sommerso verticale ci sono più scuole di pensiero, tutte sufficientemente validate da dati di monitoraggio. Il dimensionamento, la stima delle rese depurative ed altri aspetti connessi al design del sistema di alimentazione di un impianto a flusso sommerso verticale, sono ancora molto legati a dati empirici, per cui una volta effettuata la scelta della tecnica da utilizzare, la tipologia dei *medium* di riempimento e la loro disposizione stratigrafica risultano fissate.

Ad esempio, nei sistemi a flusso verticale di tipo anglosassone, si utilizza ghiaia media (8–16 mm), mentre in quelli di tipo tedesco si usa sabbia grossolana (0-3 mm), preferibilmente di fiume e lavata per evitare che le parti fini intasino gli interstizi. Nei sistemi anglosassoni viene spesso messo uno strato di sabbia (5-15 mm) proprio sulla superficie del letto per favorire la distribuzione dell'effluente e l'efficacia depurativa, ma bisogna notare anche che in Galles, al CAT ("Center for Alternative Technology"), hanno sperimentato che questa sabbia nel tempo è percolata nello strato sottostante di ghiaia andando a bloccarne gli interstizi.

Il *medium* di riempimento può essere costituito unicamente da sabbia, oppure può prevedere la disposizione di più strati di inerti di granulometria diversa; i processi depurativi sono, in ogni modo, da considerarsi a carico dello strato di sabbia, mentre le altre granulometrie più grossolane hanno prevalentemente una funzione di miglioramento di alcuni aspetti puramente meccanici. In superficie è consigliabile, ad esempio, disporre uno strato di ghiaia, con uno spessore minimo di 10 cm (e comunque dipendente dal sistema di alimentazione scelto), a granulometria medio-fine, per ottenere una più efficace distribuzione del refluo su tutto lo strato di sabbia sottostante; sul fondo è importante, invece, prevedere uno strato di almeno 15 cm di ghiaia grossolana (25-50 mm) per evitare che i grani di sabbia otturino il sistema di drenaggio.

Lo strato di sabbia non deve essere inferiore ai 30 cm e dovrà essere ad una profondità tale da permettere al suo interno lo sviluppo delle radici dell'essenza vegetale prescelta. Di seguito si riportano le

curve granulometriche consigliate nelle “Linee Guida” tedesche e danesi relative alla sabbia nei sistemi a flusso sommerso verticale, frutto dell’esperienza e dei dati analitici accumulati nei molti anni di utilizzo di questi sistemi nei paesi d’origine; mentre, in Italia, i dati a disposizione sui sistemi a flusso sommerso verticale sono ancora troppo pochi per dare indicazioni precise in merito.

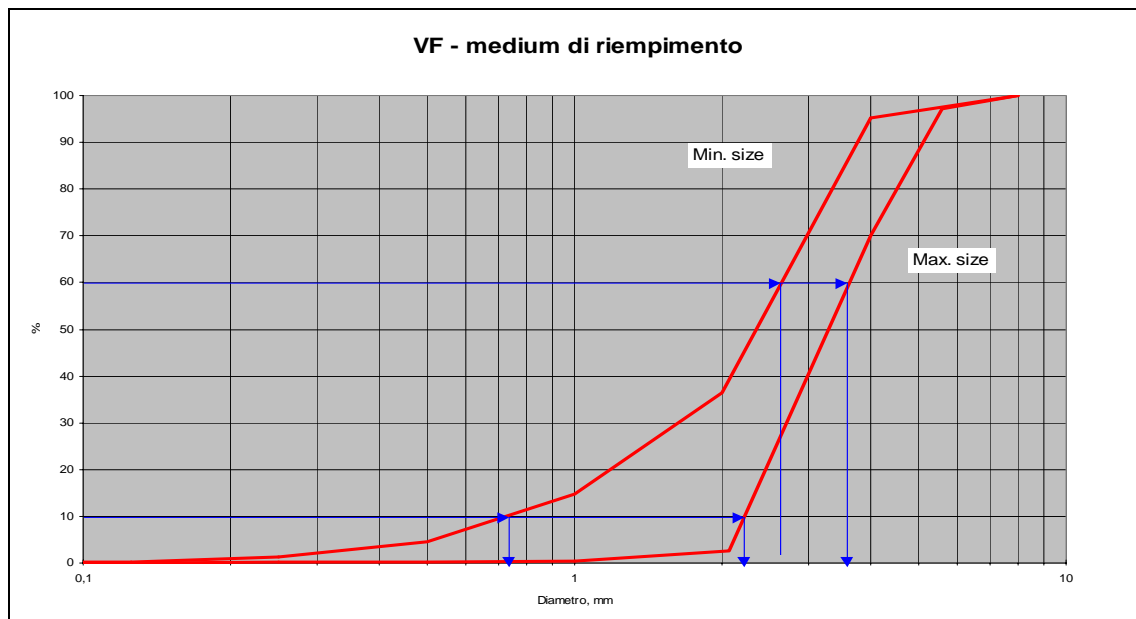



Figura 17. Medium di riempimento consigliato dalle “Linee Guida” danesi

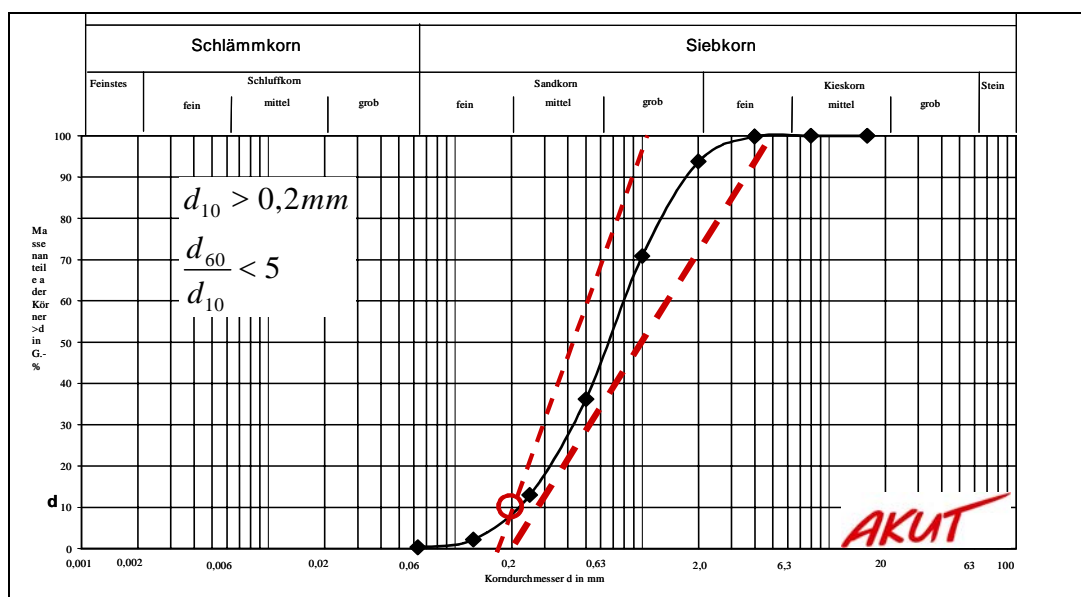



Figura 18. Medium di riempimento consigliato dalle “Nuove Linee Guida” tedesche ATV (in via di pubblicazione).

Particolarmente importante risulta l’esame qualitativo del materiale di riempimento al momento della fornitura: la sabbia, sia essa viva, naturale od artificiale, dovrà essere scevra da materie terrose od organiche, esser preferibilmente di qualità silicea (in subordine quarzosa, granitica o calcarea), di grana omogenea, stridente al tatto e dovrà provenire da rocce aventi alta resistenza alla compressione. Ove necessario, la sabbia sarà lavata con acqua dolce per l’eliminazione delle eventuali materie nocive; alla prova di decantazione in acqua, comunque, la perdita in peso non dovrà superare il 2%.

Come substrato possono essere utilizzati anche materiali artificiali come il LECA (“Light Expanded Clay Aggregate”), argilla espansa molto leggera con grani delle dimensioni 1-32 mm creati ad

alte temperature in forni specializzati, oppure i BIOBLOCK, matrici modulari di polietilene autopulenti e ad alta porosità, in cui vengono piantumate le radici delle piante. Ancora poco sperimentato è, invece, l'uso di materiali di scarto come ceneri di combustione (PFA), segatura, scarti di miniera, scarti inerti dell'edilizia.

L'altezza totale del letto dipende in modo minore dalla profondità dell'apparato radicale dell'essenza vegetale prescelta rispetto ai sistemi HF; l'importante è che le radici raggiungano perlomeno i primi 30 cm dello strato di sabbia.

4.3. Sistemi a flusso libero

4.3.1 Introduzione

I sistemi a flusso libero vogliono ricreare le caratteristiche idrauliche, vegetazionali, ambientali e i processi biologici propri delle zone umide naturali; sono sistemi con un forte indice di naturalità e quindi difficilmente standardizzabili, sia dal punto di vista delle metodiche di dimensionamento che del design.

A differenza dei sistemi a flusso sommerso, in cui è possibile una più precisa definizione delle caratteristiche principali di realizzazione e funzionamento, qui si forniscono solo alcune indicazioni generali: il design di un sistema a flusso libero deve essere elaborato caso per caso solo tramite un approccio multidisciplinare, in relazione alle condizioni climatiche ed edafiche del sito di intervento, agli obiettivi depurativi ed alla tipologia di acqua da trattare.

I sistemi a flusso libero sono stati utilizzati per il trattamento delle acque reflue civili sia come secondari che come terziari. Allo stato attuale, dato lo sviluppo e il buon funzionamento dei sistemi a flusso sommerso, è da consigliarne l'uso limitatamente al trattamento terziario, sia a valle di impianti di fitodepurazione a flusso sommerso che a valle di impianti a fanghi attivi; il loro utilizzo, come trattamenti secondari, ha infatti diversi svantaggi, tra i quali la maggiore richiesta di superfici, la possibilità di sviluppo di cattivi odori, la bassa capacità di nitrificazione e l'accumulo di solidi sospesi sedimentabili sul fondo con conseguente diminuzione dei tempi di ritenzione idraulica e dei rendimenti depurativi.

Nel caso di utilizzo dei sistemi a flusso libero come post-trattamento di impianti a fanghi attivi, è consigliabile avere in ingresso una zona di sedimentazione per "tamponare" eventuali fughe di fanghi dalla vasca di sedimentazione secondaria e creare delle zone di filtrazione dell'effluente realizzando dei tratti a flusso sommerso con *medium* di riempimento molto piccolo, in cui sono fatte radicare macrofite emergenti.

L'utilizzo di sistemi a flusso libero come stadio di trattamento finale può avere uno o più obiettivi diversi, dai quali dipendono anche alcune scelte di design:

- completamento della denitrificazione,
- disinfezione finale,
- ossigenazione del refluo, prima della sua restituzione all'ambiente,
- filtrazione per la rimozione dei solidi sospesi residui,
- adsorbimento metalli pesanti,
- miglior inserimento ambientale,
- ricreazione di habitat acquatici o fluviali,
- completamento della depurazione ed accumulo per scopi di riutilizzo (irrigazione, servizio antincendio, etc).

4.3.2 Dimensionamento

Per i sistemi a flusso superficiale e pelo d'acqua libero i criteri da considerare durante la progettazione sono riassunti nelle pubblicazioni di Vismara, 2000 e Borin & Marchetti, 1997, dove sono sintetizzati i criteri esposti nelle principali pubblicazioni internazionali, in particolare i già citati Reed, Kadlec & Knight e EPA. In particolare, si deve considerare i seguenti parametri progettuali:

- carico organico in entrata,
- portata idraulica media giornaliera in entrata,

- profondità delle vasche,
- rapporto tra lunghezza e larghezza delle vasche,
- tempo di ritenzione idraulica nel sistema,
- configurazione del sistema (vasche in serie o in parallelo).

A titolo indicativo, si riportano nella Tabella 10 alcuni valori progettuali medi tratti dalla bibliografia (Vismara, 2000; Crites, 1994).

Fattore	**Valore medio**
Tempo di permanenza, in giorni	5-14
Carico organico massimo (BOD), in Kg/ha per giorno	80
Profondità dell’acqua, in metri.	0,15 – 0,8
Superficie vasche, in m^2/ abitante equivalente	4- 40 m^2/a.e. (> 20 per tratt. 2°)
Rapporto lunghezza/larghezza vasche	2:1 – 10:1
Rapporto specchio d’acqua e area vegetata (%)	40-60

Tabella 10. Criteri per la progettazione di sistemi a flusso superficiale

Un’indicazione di massima utile a definire l’area complessiva necessaria per la depurazione di un refluo di tipo domestico, in cui gli obbiettivi di qualità da raggiungere riguardano solo il BOD_5 e i solidi sospesi oppure un finissaggio, è di 20 -100 m^2 per m^3 di effluente giornaliero, che corrisponde a 4 -20 m^2/a.e. (Kadlec & Knight, 1996). Questo preliminare approccio non è idoneo, ad esempio, per la nitrificazione, pertanto sono necessarie superfici maggiori di 20 m^2/a.e. abitante equivalente ed un’analisi progettuale più approfondita.

Il dimensionamento dei bacini di trattamento viene effettuato secondo metodi diversi, alcuni di tipo empirico ed altri legati ad equazioni di reazione cinetica.

Per una fase preliminare si devono considerare valori di 2,5-5 m^2/a.e., quando il BOD_5 ed i solidi sospesi rappresentano i fattori limitanti, e 6-15 giorni di tempo di ritenzione idraulica per la completa nitrificazione dell’effluente.

Dovendo giungere ad un dimensionamento più rigoroso si riportano alcune equazioni del metodo di Reed (1995), rimandando alla bibliografia per un approfondimento completo dell’argomento. Le equazioni che seguono si basano sulla rimozione biologica di alcuni principali parametri (BOD_5, ammoniaca e nitrati).

$$\ln\left(\frac{C_i}{C_0}\right) = K_T * t$$

$$K_T = K_R * \theta_R^{(T_W - T_R)}$$

$$t = \frac{V_f}{Q} = \frac{A_s * y * n}{Q}$$

$$A_s = L * W = \frac{Q * t}{y * n} = \frac{Q * \ln(\frac{C_i}{C_0})}{K_T * y \cdot n}$$

A_s = area del bacino (m^2),

C_o = concentrazione in uscita (mg/l),

C_i = concentrazione in entrata (mg/l),

K_R = costante alla temperatura di riferimento,

K_T = costante alla temperatura TW,

L = lunghezza del bacino (m),

N = porosità,

T = tempo di residenza idraulico (in giorni),

T_W = temperatura dell'acqua nel bacino (°C),

T_R = temperatura di riferimento (°C),

V_f = volume effettivo del bacino (m^3),

W = larghezza bacino (m),

Y = profondità bacino (m),

q_R = coefficiente di temperatura.

Valori delle costanti e coefficienti di temperatura (Reed, 1995):

Parametro	**Rimozione BOD**	**Nitrificazione**	**Denitrificazione**
T_R (°C)	20	20	20
K_R(d^{-1})	0,678	0,2187	1,000
q_R	1,06	1,048	1,15

4.3.3 Geometria

Le geometrie che si possono ottenere nel design di un sistema a flusso libero sono innumerevoli, in quanto l'obiettivo primario è ricostruire un habitat che si evolverà in modo completamente naturale e autonomo, garantendo l'instaurarsi progressivo di un'elevata biodiversità; inoltre, molto spesso ad influenzare la forma generale e la configurazione del sistema è la morfologia dell'area di intervento. Alcune condizioni da rispettare sono però alla base del buon funzionamento e sviluppo del sistema. Le indicazioni riportate in questa pubblicazione hanno infatti l'obiettivo principale di ottimizzare il potenziale depurativo del FWS e sono basate su esperienze nazionali ed internazionali condotte su sistemi di depurazione naturale a flusso libero.

In generale, in un sistema FWS si possono distinguere più zone principali:

- zona di immissione,
- specchi di acqua libera più profonde prive di vegetazione,
- zone a canneto,
- letti filtranti con *Phragmites*, *Tipha*, *Juncus*, etc.,
- isole,
- soglie e stramazzi,
- zona litoranea e argini,
- zona di uscita.

Le forme utilizzabili nel design di un sistema a flusso libero sono innumerevoli; cioè non esistono dati analitici che fanno privilegiare una forma rispetto ad un'altra in termini di effetti depurativi, però diventa fondamentale avere una specifica attenzione ad alcuni aspetti tecnici (quali: tempo di ritenzione

idraulico, perdite di carico, cortocircuiti idraulici, sviluppo delle sezioni longitudinali e trasversali, strutture di regolazione ingresso e uscita), per i quali è accertata l'incidenza sulle rese.

La scelta del rapporto ottimale tra lunghezza (L) e larghezza (W) della zona umida, definito generalmente come "Aspect Ratio AR", è dato dal rapporto tra la lunghezza media e la larghezza media della zona umida, la quale può essere molto importante in relazione al funzionamento idraulico ed agli effetti depurativi. I sistemi a flusso libero esistenti presentano valori di AR compresi tra 1 e 90, ma il rapporto migliore è compreso tra 4:1 e 10:1 secondo diverse pubblicazioni scientifiche (Knights, 1987; Gearheart, 1992; Hammer, 1989; NSW, 1998). Rapporti maggiori di 10:1 possono, comunque, essere adottati tramite l'inserimento di zone di ridistribuzione del flusso (ad esempio: zone ad acqua profonda) e tramite un'accurata definizione del profilo idraulico del sistema.

La scelta di suddividere il sistema in più celle di trattamento ha effetti benefici sul miglioramento delle rese depurative in quanto consente una redistribuzione del flusso, sia idraulico che di massa, su tutta la superficie trasversale della nuova cella (se si osservano le indicazioni riportate nel paragrafo sui sistemi di alimentazione), minimizzando i rischi di cortocircuito idraulico in ogni unità e massimizzando conseguentemente i tempi di ritenzione; è consigliabile prevedere un minimo di tre celle in serie. La suddivisione in più celle, meglio ancora se coincidenti con le varie zone principali costituenti una zona umida, consente inoltre più efficaci interventi di manutenzione. Più celle in serie, possibilmente con l'alternanza di sistemi filtranti a flusso sommerso, consente infine un miglior rendimento nell'abbattimento della carica batterica

La pendenza delle varie zone componenti il sistema a flusso libero deve avere un valore piuttosto costante, compreso tra 0,3 e 2%. In senso trasversale, invece, si consiglia di adottare altimetrie e pendenze variabili, in modo da favorire l'attecchimento di specie vegetali diverse.

L'alternanza di zone ad acqua libera a zone densamente vegetate è un fattore molto importante nel design di un sistema a flusso libero; le zone ad acqua libera, prive di vegetazione emergente, servono per facilitare molti processi naturali, tra cui la riduzione di cortocircuiti idraulici, la disinfezione tramite raggi UV, la riossigenazione, la sedimentazione delle particelle più fini, la miscelazione della colonna d'acqua e la riduzione di zone stagnanti. Nelle zone ad acqua libera si ha, inoltre, l'opportunità di aumentare il potenziale di rimozione del BOD_5 solubile e dei processi di nitrificazione, in ragione dell'aumento del livello di ossigeno disciolto e delle minori concentrazioni di background osservabili rispetto alle zone densamente vegetate.

Il rapporto tra zone ad acqua libera, prive di vegetazione emergente, e zone a canneto dipende principalmente, oltre all'area disponibile ed ai costi, dagli obiettivi depurativi che si vogliono ottenere. Nel caso che gli obiettivi del FWS, applicato come post-trattamento, siano: la denitrificazione, la riduzione della carica microbiologica, la rimozione dei solidi sospesi e del carico organico, si consigliano rapporti compresi tra 1:3 e 1:5. Se invece la finalità principale è la rimozione dei nutrienti, si consigliano rapporti maggiori, con le superfici ad acqua libera ridotte al minimo. Infine, nel caso che l'obiettivo sia la disinfezione, è consigliabile avere rapporti minori di 1:3, con zone ad acqua libera profonde e poco profonde e l'alternarsi di settori a flusso libero con settori a flusso sommerso.

Le zone ad acque libera dovranno avere profondità variabili tra 1,2 e 2,5 m per prevenire la colonizzazione di piante macrofite emergenti e favorire la diffusione di specie sommerse o galleggianti; la pendenza delle sponde non dovrà essere maggiore di 15-20°. Per evitare fenomeni di *bloom algale* è, inoltre, consigliabile adottare tempi di ritenzione idraulica non superiori a 2-3 giorni (EPA, 1999). In tali zone può comunque essere previsto lo sviluppo di essenze vegetali galleggianti o sommerse.

La profondità dell'acqua della zona a elofite deve tener conto dell'ecologia delle piante; le variazioni di livello del suolo dovranno, inoltre, essere realizzate in modo perpendicolare al flusso e comunque si devono avere pendenze comprese tra 1:6 e 1:8, mentre in senso longitudinale si dovrà garantire una pendenza di fondo costante. Il coefficiente AR delle zone a macrofite deve essere compreso tra 1:4 e 1:10 (NSW, 1998); rapporti minori possono causare problemi di cortocircuiti idraulici e possono essere adottati solo se abbinati a sistemi di distribuzione e raccolta del flusso lungo tutta la sezione trasversale.

I letti filtranti sono realizzati seguendo la filosofia dei sistemi a flusso sommerso, tale che sono particolarmente indicati per ottenere sia la sedimentazione dei solidi sospesi mediante filtrazione, sia un'efficace abbattimento della carica batterica grazie all'alternarsi con zone a flusso superficiale.

L’inserimento di isole e zone emerse può migliorare l’efficienza idraulica del sistema e può funzionare come elemento di diversione dei flussi; il suolo dell’isola dovrà essere almeno 30 cm più alto del livello standard del pelo libero.

L’inserimento di soglie e stramazzi può essere un valido elemento di passaggio tra una zona e l’altra del FWS, in quanto permette, da un lato, di guadagnare quota mantenendo pendenze più elevate nei vari settori, e dall’altro di migliorare l’ossigenazione dell’acqua trattata.

La pendenza delle sponde nella zona litoranea del sistema a flusso libero dipende dalle essenze vegetali che si vogliono impiegare e dalle velocità del flusso.

Per la gestione del sistema si devono prevedere delle piste di accesso e manutenzione, con una larghezza appropriata per il transito di un mezzo meccanico (circa 3 m), sia ai manufatti di regolazione che alle aree in cui si vuole effettuare un taglio selettivo.

Al fine di consentire lo svuotamento e la regolazione idraulica dei bacini e delle loro sottozone, necessari in fase di avvio del sistema e per la sua gestione, si devono prevedere manufatti di regolazione dei livelli e by-pass: palancole, scarichi di fondo, etc.

4.3.4 Sistemi di alimentazione

L’immissione del refluo deve essere progettata con l’obiettivo di ottenere una buona distribuzione del flusso lungo l’intera larghezza della zona iniziale; inoltre, la velocità del refluo in ingresso deve essere contenuta per facilitare lo sviluppo delle piante e limitare al massimo i fenomeni di erosione.

Come sistemi di alimentazione si possono utilizzare:

- strutture di alimentazione simili a quelle viste per i sistemi a flusso sommerso orizzontale; in tal caso il diametro dei tubi utilizzati dipende dal tipo e dalla quantità di refluo, e le sezioni di uscita dell’acqua devono essere sufficientemente grandi da evitare intasamenti;
- canalette di distribuzione con soglia stramazzante;
- stramazzo da canale o tubazione su zona profonda.

Vale la pena sottolineare come la maggior parte dei solidi sospesi, in ingresso ad un sistema a flusso libero, concepito come post-trattamento degli effluenti di un sistema di trattamento convenzionale (fanghi attivi, biodischi, etc.), dovrebbe essere rimossa nella prima zona del FWS. Per questo, è consigliabile che sia progettata con profondità adeguata (Le “Linee Guida” EPA al proposito consigliano profondità medie di 1 m) e con un tempo di ritenzione scelto in base ai valori in ingresso del parametro ed agli obiettivi depurativi.

4.3.5 Sistemi di uscita

I dispositivi di uscita dell’acqua in un sistema a flusso sommerso hanno le seguenti funzioni:

- regolazione dei livelli idrici,
- consentire i prelievi per il campionamento,
- consentire, se richiesto, lo svuotamento completo dell’area umida o delle celle che la compongono.

Si dovranno evitare intasamenti all’uscita, perciò è consigliabile:

- prevedere una zona ad acqua profonda prima del dispositivo di uscita, per consentire una ridistribuzione dei flussi;
- bloccare le biomasse vegetali tramite un sistema di filtrazione finale realizzato con un letto di ghiaia grossolana oppure con una griglia a maglie larghe.

I dispositivi di raccolta dell’acqua in uscita dovranno essere progettati in modo da non creare vie preferenziali di scorrimento del refluo; per questo è importante assicurare una uniforme raccolta del refluo, su tutto lo sviluppo trasversale della zona umida, prevedendo più dispositivi di raccolta collegati tra loro e/o zone ad acqua profonda per la miscelazione e ridistribuzione dei flussi.

La raccolta delle acque potrà avvenire con: l'utilizzo di tubazione microforata per drenaggio, l'installazione di apposito pozzetto drenante o di una soglia a stramazzo.

La regolazione del livello nella zona umida può essere realizzata tramite dispositivi simili a quelli visti per i sistemi a flusso sommerso orizzontale, oppure possono essere utilizzate panconature, paratoie o stramazzi regolabili.

4.3.6 Impermeabilizzazione

Nel caso di utilizzo di un sistema a flusso libero, come post-trattamento di un impianto di depurazione, si deve evitare l'infiltrazione delle acque nel suolo e, quindi, si deve ricorrere a sistemi di impermeabilizzazione, con gli stessi requisiti di permeabilità dei sistemi a flusso sommerso.

La realizzazione di FWS su terreni argillosi a bassa permeabilità e/o l'utilizzo di un substrato argilloso, se da una parte è la scelta ambientalmente più sostenibile, dall'altro deve essere limitata solo ai casi in cui la permeabilità del terreno è molto bassa, indicativamente con $K_s < 10^{-8}$ m/s, e la quota della falda oltre 1 metro sotto la base del FWS.

Nel caso, comunque, che si utilizzi argilla per impermeabilizzare il sistema, questa deve essere posta in opera su due strati ben compattati, di altezza minima totale pari a 30 cm.

In genere, il ricorso a manti sintetici, con spessore variabile da 0,5 a 2 mm, è la scelta più economica (ma meno ecologica) e che garantisce una perfetta tenuta del bacino; la facilità della posa in opera dipende però dalle geometrie e dal design del sistema.

Nel caso di presenza della falda, si deve comunque richiedere l'intervento di un geologo, per quantificare la possibile sottospinta idraulica e valutare le opere necessarie a mitigare gli effetti conseguenti.

4.3.7 Medium di riempimento

Una volta impermeabilizzato il fondo, si deve porre a ricoprimento uno strato di terreno vegetale dell'altezza di 20-40 cm, con la funzione di:

- consentire l'attecchimento delle essenze vegetali,
- fornire una protezione meccanica all'impermeabilizzazione.

Il terreno vegetale da utilizzare dovrà essere privo di radici, erbe infestanti, ciottoli e sassi; inoltre, non deve contenere alte quantità di argille. I suoli con tessitura da sabbiosa a limosa, con alto contenuto organico, sono i più favorevoli allo sviluppo e alla rapida propagazione della vegetazione.

Per quanto riguarda invece gli inerti di riempimento da utilizzare nelle zone filtranti, valgono le stesse considerazioni fatte per i sistemi a flusso sommerso orizzontale.

5. LA VEGETAZIONE

Il valore, in termini di produttività e biodiversità, delle aree umide è stato riconosciuto ormai da decenni, basti pensare alla “Convenzione di Ramsar” (1971) e la successiva ratifica dello Stato italiano con il D.P.R. n. 448/1976.

La riduzione dell’estensione delle zone umide, avvenuta principalmente nella prima metà del secolo scorso, a favore principalmente dell’attività agricola, ha portato ad un progressivo impoverimento della componente floro-faunistica con la conseguente semplificazione degli ecosistemi.

L’importanza di queste aree, comunque, non è certamente solo di tipo naturalistico, ma giocano un ruolo fondamentale nella regimazione naturale dei corsi d’acqua superficiali, nella ricarica delle falde e nella termoregolazione di microclimi. La realizzazione di aree umide, finalizzate al miglioramento qualitativo delle acque superficiali (*wetlands in alveo e fuori alveo*) ed al trattamento di scarichi puntiformi (*constructed wetlands*), rappresenta quindi un’opportunità di ripristino di aree a grande valenza ambientale sotto molti punti di vista. Questo è maggiormente possibile se vengono rispettati criteri di massima naturalità dei sistemi, ad esempio: privilegiando piante endemiche e/o autoctone e sistemi a policolture, anziché a monocolture. In questa sede verranno, in particolare, trattate le piante idonee per i sistemi di fitodepurazione (*constructed wetlands*).

5.1. Descrizione delle piante

Le piante da utilizzare nei sistemi di fitodepurazione sono erbacee ed appartengono alla flora tipica degli ambienti umidi; esse sono suddivisibili in due distinti gruppi: elofite e idrofite. Le prime sono dette anche macrofite radicate emergenti, sono piante che vivono su suoli, parzialmente o completamente, saturi d’acqua, fino ad una parziale sommersione del fusto, mentre foglie e fiori emergono dall’acqua. Le seconde, invece, hanno un corpo vegetativo completamente sommerso o galleggiante sulla superficie dell’acqua, e sono da considerarsi piante acquatiche in senso stretto.

Alcuni autori (Testoni, 1983) suddividono le idrofite in due gruppi: *rizofite* (macrofite sommerse e macrofite flottanti), se ancorate al fondo mediante il loro apparato radicale, e *natanti* (macrofite gallegianti), se non fissate ad un substrato e liberamente natanti in superficie. Ad ogni modo, alcune piante possono avere comportamenti diversi se sottoposte a particolari condizioni ambientali o in fasi differenti della loro vita: ad esempio, la macrofita sommersa, *Potamogeton natans*, in condizioni di magra, può avere foglie che giungono in superficie (Pignatti, 1982).

In un area umida naturale (stagni, lagune, laghi, etc.) le piante tendono ad occupare diverse nicchie ecologiche, a seconda della profondità dell’acqua (Figura 19).

La zona litorale, eufotica, viene popolata da macrofite radicate emergenti, da macrofite galleggianti e da macrofite radicate sommerse e flottanti (vedi Figura 19: 1, 2, 3 elofite e 4, 5, 6, 8 idrofite).

Lo sviluppo delle diverse piante tiene conto, quindi, della profondità dell’acqua, come fattore ambientale principale, a cui si aggiungono altri fattori quali: le caratteristiche edafiche, la temperatura, la qualità dell’acqua, i rapporti di concorrenza fra le diverse specie, etc.

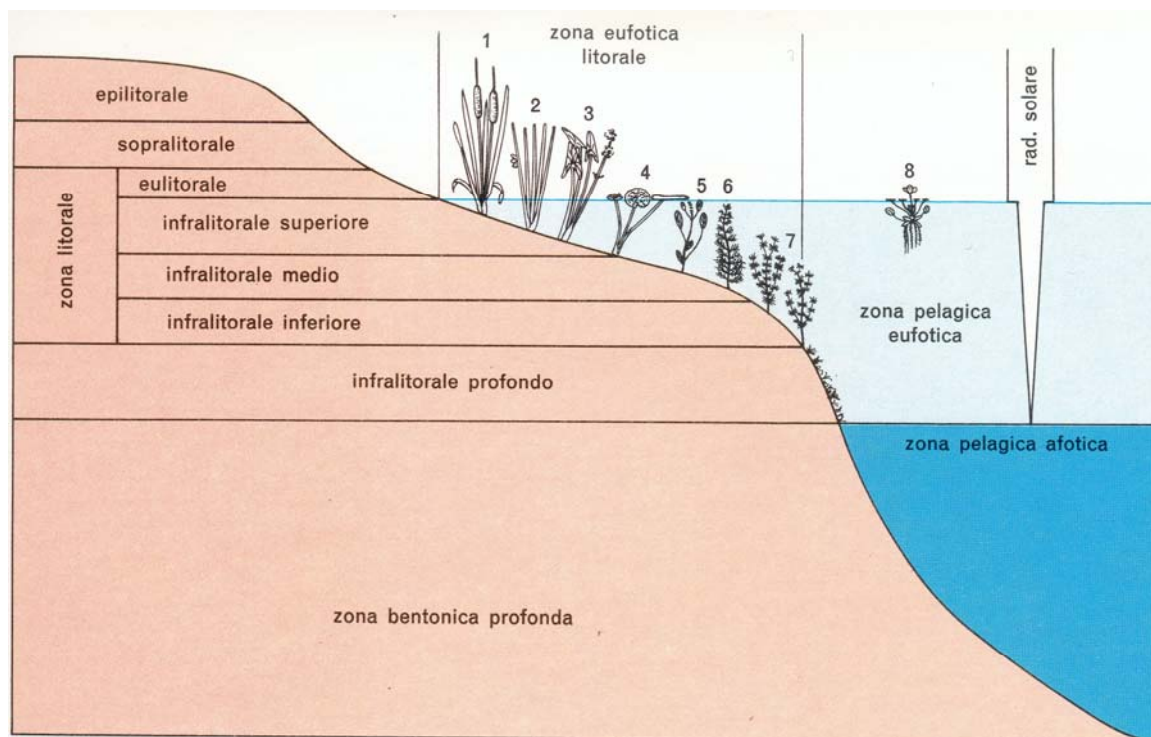



Figura 19. Zonazione dell'area litorale di un lago e vegetazione delle rive (Ghirardelli, 1981): 1. *Thypha*; 2. *Scirpus*; 3. *Sagittaria*; 4. *Nymphaea*; 5. *Potamogeton*; 6. *Myriophyllum*; 7. *Chara*; 8. *Hydrocaris*.

Tutte le specie svolgono ruoli ben definiti nella catena alimentare e concorrono, attraverso essa, ai processi di biodegradazione. I principi fisici, chimici e biochimici di tali processi sono alla base di tutti i sistemi di fitodepurazione.

Partecipano ai processi depurativi anche le specie fitoplanctoniche (vedi Figura 19: 7, microfite), normalmente presenti in un'area umida naturale, che spontaneamente possono popolare anche i sistemi di fitodepurazione se trovano le condizioni favorevoli al loro sviluppo. Le microfite più frequenti che possiamo incontrare appartengono alla famiglia delle Cloroficee (es. *Chara*, *Chlorella*, *Scenedesmus*, etc.), delle Cianoficee (es. *Spirulina*) e delle Diatomee (*Dunaliella*) (Camuccio & Barattin, 2001).

Nei sistemi di fitodepurazione a flusso sommerso si impiegano piante elofite fra cui, la più utilizzata a livello europeo, è la *Phragmites australis* (Tabella 11).

NOME SCIENTIFICO	NOME COMUNE
Phragmites australis (o communis)	Cannuccia di Palude
Typha latifolia	Mazzasorda, sala
Typha minima	Mazzasorda
Typha angustifolia	Stiancia
Schoenoplectus lacustris	Giunco da corde
Juncus spp	Giunco

Tabella 11. Macrofite radicate emergenti (Elofite) utilizzate per i sistemi a flusso sommerso

Nei sistemi a flusso libero, in cui la profondità dell'acqua cambia ed in funzione di questa si hanno microhabitat diversi, si possono utilizzare un numero maggiore di essenze vegetali appartenenti sia al gruppo delle elofite, che al gruppo delle idrofite.

ELOFITE		HYDROFITE	
NOME SCIENTIFICO	NOME COMUNE	NOME SCIENTIFICO	NOME COMUNE
Phragmites australis (o communis)	Cannuccia di Palude		
Typha latifolia	Mazzasorda, sala	**RIZOFITE SOMMERSE**	
Typha minima	Mazzasorda	*Myriophyllum spicatum*	Millefoglie d'acqua
Typha angustifolia	Stiancia	*Potamogeton natans*	Lingua d'acqua
Schoenoplectus lacustris	Giunco da corde	*Potamogeton crispus*	Lingua d'acqua crespa
Juncus spp	Giunco	*Ceratophyllum demersum*	/
Butomus umbellatus	Giunco fiorito	*Elodea canadensis*	Peste d'acqua
Caltha palustris	Farferugine		
Carex fusca	Carice nera	**RIZOFITE FLOTTANTI**	
Carex hirta	Carice eretta		
Carex elata	Carice spondicola	*Nymphaea alba*	Ninfea comune, carfano
Iris pseudacorus	Iris giallo	*Nymphaea rustica*	Ninfea rosa
Epatorium cannabium	Canapa d'acqua	*Nuphar lutea*	Nannufero
Mentha aquatica	Menta acquatica	*Nymphoides peltata*	Genziana d'acqua
Epilobium hirsutum	Epilobio maggiore	*Callitriche stagnalis*	stella d'acqua
Alisma plantago aquatica	Mestolaccia	*Hottonia palustris*	Violetta d'acqua
Lythrum salicaria	Salcerella		
Stachys palustris	Mastricale palustre	**NATANTI**	
Sparganium erectum	Coltellaccio, biodo	*Hydrocaris morsus-ranae*	Morso di rana
		Lemna spp	Lenticchie d'acqua

Tabella 12. Piante acquatiche maggiormente utilizzate per i sistemi a flusso libero in Italia

5.1.1 Ruolo delle piante nei sistemi di fitodepurazione

Le piante all’interno dei sistemi di fitodepurazione hanno diverse funzioni, di cui alcune possono variare da gruppo a gruppo, ad esempio: quelle appartenenti al genere *Myriophyllum* hanno la capacità di ossigenare la matrice acquosa e di assorbire, direttamente da questa, le sostanze nutritive (nitrati, fosfati, etc.) necessarie per la loro crescita.

In generale, le funzioni principali possono essere così riassunte:

- fornire ossigeno al *medium* di crescita (ghiaia e/o acqua), necessario per i processi ossidativi (Armstrong, 1990; Brix, 1993);
- fornire un utile supporto per il biofilm batterico, che facilita la decomposizione delle sostanze organiche e la trasformazione dei nutrienti (Tojimbara, 1986);
- favorire i tempi di residenza idraulica e, quindi, i processi di abbattimento degli inquinanti;
- favorire l’instaurarsi di habitat naturali differenziati, tali da incrementare la presenza di specie faunistiche (micro e macrofauna);
- contribuire direttamente all’abbattimento della carica microbica (emissione radicale di sostanze battericide) e dei nutrienti (assorbimento di nitrati e fosfati) (Brix, 1994; Vretare, 2000);
- controllo dello sviluppo algale;
- creare paesaggio.

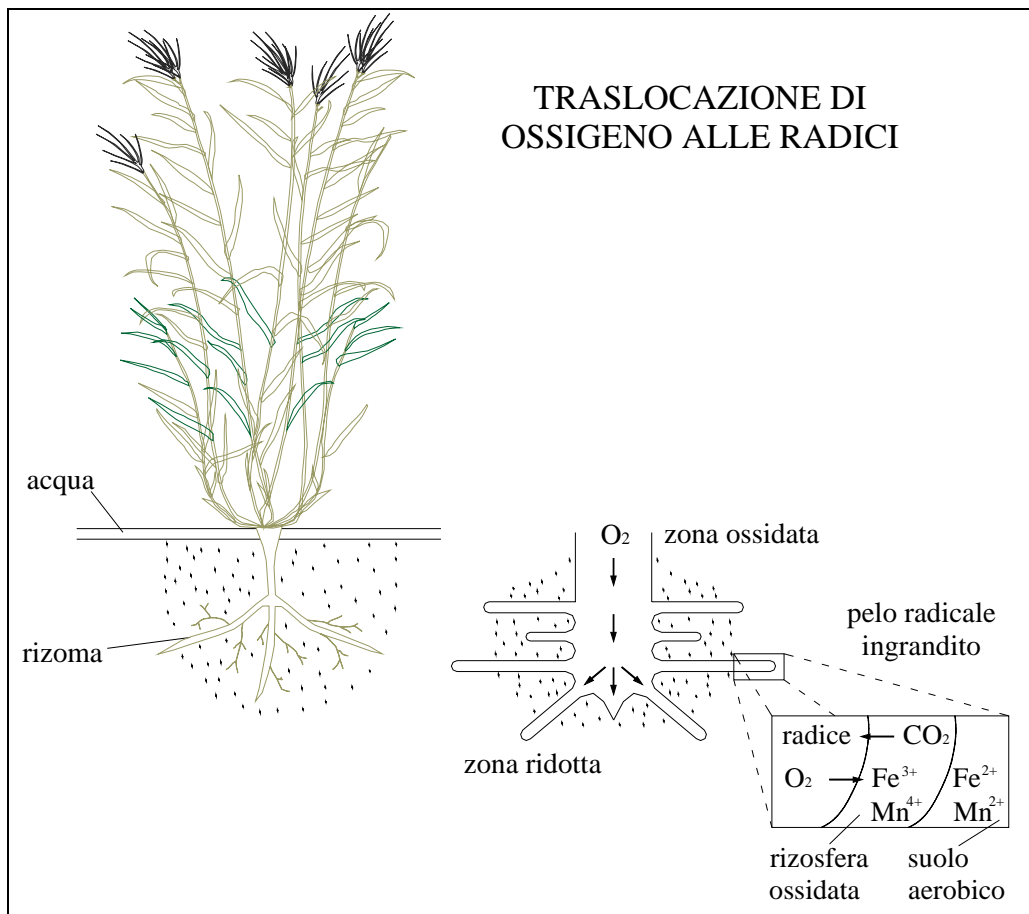



Figura 20. Meccanismi di distribuzione dell'ossigeno a livello radicale in alcune piante elofite

5.1.2 Criteri di scelta delle piante

Nella scelta e nella distribuzione delle piante acquatiche in un sistema di fitodepurazione è necessario considerare i seguenti aspetti:

- distribuzione geografica, preferendo specie autoctone o spontanee nel nostro paese e, meglio ancora, dell'area d'intervento;
- caratteristiche climatiche e di habitat (profondità dell'acqua, esposizione alla radiazione luminosa, etc.);
- caratteristiche funzionali (ossigenanti, nitrofile, etc.);
- potenziale di radicamento, di crescita e di resistenza;
- reperibilità in vivaio;
- costi di acquisto e posa in opera;
- necessità e costi di manutenzione;
- caratteristiche paesaggistico-decorative.

TIPOLOGIA VEGETALE	SPECIE VEGETALE	PROFONDITA DELL'ACQUA (in centimetri)
Elofite	*Phragmites spp.*	da 0 a -100
	Typha minima	da 0 a - 40
	Juncus effesus	da 0 a - 30
	Lythrum salicaria	da 0 a -30
	Iris pseudacorus	da 0 a - 20
	Butomus umbellatus	da -10 a -30
	Schoenoplectus lacustris	da 0 a -100
	Carex spp.	da 0 a -10
	Alisma plantago aquatica	da -10 a -20
Idrofite	*Myriophyllum spp.*	*> 50*
	Potamogeton spp.	*> 50*
	Ceratophillum demersum	*> 50*
	Nymphoides peltata	*-30*
	Nuphar lutea	*da -30 a -50*
	Nymphaea alba	*da -70 a -110*
	Nymphaea rustica	*da -70 a -110*
	Lemna spp.	*galleggiante*
	Hydrocaris morsus-ranae	*galleggiante*

Tabella 13. Profondità dell'acqua ottimale di alcune piante acquatiche

Nei sistemi a flusso sommerso orizzontale è necessario conoscere anche la profondità radicale delle essenze vegetali utilizzate, in quanto l'altezza dei letti deve tenere conto di tale profondità (Tabella 14)

Pianta acquatica	Penetrazione radici
Phragmites australis (o communis)	0,7
Typha spp.	0,3 - 0,4
Schoenoplectus lacustris	0,8
Juncus spp	0,6

Tabella 14. Profondità radicale di alcune piante acquatiche fra le più utilizzate nei sistemi a flusso sommerso orizzontale

Da un punto di vista di rendimenti depurativi, al momento non esistono dati sperimentali che dimostrano diversità fra le varie specie di macrofite comunemente usate (Kadlec & Knight, 1996). Applicando, quindi, i criteri di selezione sopra riportati, emerge che specie appartenenti ai generi quali *Phragmites*, *Typha* e *Schoenoplectus* sono, per i sistemi a flusso sommerso, quelli più adeguati; infatti, queste specie palustri sono quelle che hanno avuto più successo (Kadlec & Knight, 1996).

5.1.3 Piantumazione

La piantumazione dei sistemi di fitodepurazione può avvenire in tre modalità: semina, piantagione dei rizomi e piantagione di essenze vegetali di varie dimensioni (o livelli di crescita). Con la prima modalità si hanno tempi più lunghi di crescita delle piante e, di conseguenza, un periodo più ampio per avere una completa ed uniforme copertura del sistema. Per questi motivi, generalmente, è consigliabile adottare le altre modalità.

Per i sistemi a flusso sommerso si consiglia una densità di piantumazione pari a 4 unità/m^2, mentre per i sistemi a flusso libero si deve tenere presente le esigenze ecologiche delle essenze utilizzate.

In generale, il periodo ottimale per la piantumazione è la primavera e sono sconsigliati, invece, i mesi invernali (soprattutto se molto freddi) ed i mesi estivi, in particolare luglio ed agosto.

6. INSERIMENTO AMBIENTALE

6.1. Compatibilità con i vincoli esistenti

Le aree in cui si realizza un impianto di fitodepurazione possono essere soggette a vincoli di vario genere, fra cui i più frequenti sono il vincolo idrogeologico e il vincolo paesaggistico. Ad ogni modo, la realizzazione di un impianto di fitodepurazione è compatibile con i vincoli comunemente presenti sul territorio italiano e con le relative normative e regolamenti.

Di solito la realizzazione di un impianto di fitodepurazione non interferisce con lo spirito di tutela del vincolo, anzi spesso contribuisce ad una riqualificazione paesaggistica e ambientale dell'area.

In generale, si dovranno prevedere una serie di accorgimenti connessi con il design e le modalità di esecuzione dei lavori:

- tutte le acque di scarico devono essere raccolte, canalizzate e smaltite attraverso le reti fognarie senza determinare fenomeni di erosione dei terreni o di ristagno delle acque;
- il deflusso delle acque superficiali deve avvenire senza determinare fenomeni di erosione o di ristagno;
- non si devono prevedere modificazioni di impluvi, fossi, canali ed intubamento delle acque all'interno degli stessi, né dell'assetto delle sponde e/o degli argini dei corsi d'acqua;
- durante l'esecuzione dei movimenti terra e delle opere deve essere assicurato il normale deflusso delle acque meteoriche al fine di evitare fenomeni di ristagno o di erosione nell'area oggetto dei lavori;
- i riporti di terreno dovranno essere eseguiti in strati assicurando il graduale compattamento dei materiali terrosi, dai quali devono essere separate le frazioni litoidi di maggiori dimensioni;
- i manufatti in cemento armato o in materie plastiche devono essere completamente interrati;
- le specie vegetali usate siano autoctone e quindi naturalmente presenti nel territorio;
- le sponde delle vasche di fitodepurazione vengano inerbite, o comunque realizzate in modo da avere la minore discontinuità fra il sistema naturale e l'impianto stesso;
- le aree vengano soggette a rimodellamento in modo da raccordarsi con i profili morfologici caratteristici delle aree confinanti.

Nei casi in cui il vincolo paesaggistico sia dovuto alla vicinanza di un corpo idrico superficiale significativo, vale la pena sottolineare come la realizzazione di un trattamento secondario o terziario con le tecniche di fitodepurazione è a tutti gli effetti un intervento che contribuisce alla riqualificazione dell'ambiente fluviale, poiché le essenze vegetali comunemente utilizzate sono tipiche delle fasce riparie.

6.2. Inserimento paesaggistico

La realizzazione di un sistema di fitodepurazione può essere, a tutti gli effetti, un intervento che contribuisce alla riqualificazione ambientale di un'area degradata o compromessa. Le opere previste non interferiscono, se non in minima parte (vedi Cap. 8. “Casi studio”), con la morfologia del territorio; d'altra parte, una buona progettazione dovrà tener conto di questo per la scelta del sistema più appropriato, per il dimensionamento delle vasche e la scelta della loro geometria. Allo stesso modo, si dovrà minimizzare al massimo l'impatto dovuto all'inserimento di vegetazione non autoctona; infatti, in sede di progettazione dovrà essere effettuata una verifica delle specie presenti sul territorio in modo da mirare la scelta verso essenze tipiche dell'area d'intervento e/o di quella limitrofa.

In molti casi la realizzazione di un'area umida artificiale ha portato all'instaurarsi di nuove dinamiche delle popolazioni faunistiche con la comparsa di specie che un tempo erano indigene e che, successivamente, sono scomparse, poiché sono venute a mancare gli habitat adatti; un tipico esempio è quello della comparsa di uccelli acquatici e di specie anfibie.

Nella maggior parte dei casi i sistemi di fitodepurazione sono realizzati in aree agricole o in aree incolte, per le quali sono validi i concetti prima espressi. Ma, nel caso che il sistema sia inserito in un contesto urbano (area PIP, parco urbano, etc.), si dovrà affrontare la complessità delle interrelazioni fra le componenti naturali e l'architettura urbana. Lo sviluppo della normativa di settore, d'altra parte, estende le possibilità d'integrazione dei sistemi di depurazione naturale nel tessuto urbano. Infatti, il dato che emerge, dalla lettura dei più recenti atti legislativi, è l'attenzione posta alle complesse interazioni fra il ciclo delle acque in ambito urbano ed i sistemi naturali.

Nella normativa di settore, in effetti, il sistema di trattamento dei reflui è considerato nella sua interezza (processo depurativo, sistemi di collettamento, interconnessioni tra rete idrografica naturale e rete fognaria, aspetti idraulici ed impiantistici, etc.). Tutto ciò rende evidente la complessità progettuale degli interventi in quest'ambito; complessità che aumenta quando gli intenti e le finalità del legislatore pongono il progettista di fronte all'esigenza di tutelare la risorsa ed il risparmio idrico. Inoltre, la normativa pone l'attenzione su un'ulteriore esigenza: riqualificare i corpi idrici, migliorandone le "*capacità naturali di autodepurazione*", e garantendo in essi la presenza di "*comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate*" (vedi D. Lgs. 152/1999,e successive modificazioni ed integrazioni).

L'evoluzione della normativa verso il riconoscimento della complessità crea i presupposti, ed i relativi nuovi strumenti, per un approccio innovativo allo sviluppo urbano, capace di analizzare le relazioni tra urbanizzato ed elemento naturale attraverso una concezione ecosistemica. La tematica è talmente complessa da meritare un approfondimento in un apposito paragrafo (vedi Par. 6.2.1).

6.2.1 Paesaggio urbano: inserimento della depurazione naturale come elemento di riequilibrio

Se, in fase di progettazione, impostiamo le analisi come relazione tra ecosistemi, definendo l'ambiente antropizzato come ecosistema urbano, poniamo le basi per costruire un ambito di relazione con le componenti naturali. Ma ciò che distingue l'ecosistema urbano da quello naturale è il suo "*essere un ecosistema eterotrofo incompleto, che dipende da ampie aree limitrofe per le energie, il cibo, le fibre, l'acqua e altri materiali*" (Odum, 1988).

Quelli urbani sono, dunque, ecosistemi privi di capacità di autoregolazione propria, per cui non possono essere considerati come un ecosistema completo; dunque, possiamo considerarli come pseudo-ecosistemi, non autarchici, dipendenti da fonti di energia esterna. Secondo il "Principio della termodinamica" o "Legge dell'entropia", essi "*producono inevitabile disordine, crisi, inquinamento e, in ultima analisi, decadenza nell'ambiente circostante*" (Tiezzi, 1990).

La progettazione ecologica deve, perciò, intervenire "*inserendo le biotecnologie, a sua disposizione, per ricreare nuovi biotopi e quindi nuove biocenosi, ricostruendo la complessità negli ecosistemi compromessi e contribuendo alla ricchezza e all'equilibrio biologico*" (Di Fidio, 1990). In quest'ottica la depurazione naturale assume un ruolo decisivo nella gestione delle acque in ambito urbano.

6.2.2 Architettura ecologica e depurazione naturale

Nella ricerca di uno sviluppo equilibrato tra insediamento urbano ed ambiente, l'architettura ecologica ha realizzato una serie di nuclei urbani, sperimentando così una gestione locale delle risorse. Fra di essi, possiamo ricordare i "villaggi" realizzati nei primi anni Ottanta del secolo scorso: l'insediamento ecologico di *Gärtnerhof* a Vienna ad opera dell'Arch. H. Deubner ed il quartiere di *Schafbrühl* a Tubinga e di *Mannheim* a Wallstad-nord realizzati dall'Arch. J.Eble; in entrambi la progettazione architettonica integra i sistemi di raccolta dell'acqua con quelli di depurazione naturale, esaltandone i caratteri di naturalità.

Da queste prime esperienze, e con i successivi sviluppi dell'applicazione dei sistemi di depurazione naturale, si giunge ad una nuova concezione della gestione delle acque, che influenza la struttura stessa degli edifici; ne è un esempio la realizzazione del *glass building* a Nuremberg, in cui le acque meteoriche, scorrendo dai tetti e dai giardini pensili, defluiscono con cascate e ruscelli in laghetti; le acque, in tal modo, vengono depurate, recuperate ed utilizzate anche a fini del controllo dell'umidità degli ambiente *indoor*.

La depurazione naturale ha, quindi, le potenzialità ecologiche e formali per riqualificare ampie aree urbane, ricreando quel rapporto tra uomo e acqua, imprescindibile per una reale comprensione del suo valore di risorsa preziosa e per il suo corretto utilizzo.

La depurazione naturale, infine, s'inserisce in una successione formale di elementi vegetali e inerti volte alla ricerca delle qualità percettive del paesaggio, riscoprendo e riproponendo, innanzitutto, quelle qualità del paesaggio agrario, fortemente condizionato dal suo rapporto con l'acqua.

7. GESTIONE

7.1. Introduzione

Gli impianti di fitodepurazione hanno una gestione semplice, che non richiede un impegno continuo, né manodopera specializzata, anche se necessitano di una certa attenzione in quanto sono ecosistemi dinamici con molte variabili in gioco.

Il piano di manutenzione è essenziale in quanto:

- assicura che l’impianto operi nelle condizioni di progetto e che gli obiettivi fissati in sede progettuale vengano raggiunti;
- permette al gestore di essere in grado di prendere decisioni in caso di problemi e malfunzionamenti, rendendolo cioè effettivamente in grado di gestire l’impianto;
- permette notevoli risparmi economici, in quanto fornisce gli strumenti e le conoscenze per riconoscere i problemi prima che si manifestino completamente;
- allunga la vita dell’impianto.

Un manuale per la gestione di un impianto dovrebbe almeno rispettare i seguenti principi:

- rendere immediatamente individuabili e comprensibili le operazioni di gestione e manutenzione,
- fornire al gestore una adeguata comprensione del sistema depurativo in tutte le sue parti,
- fornire gli strumenti per poter migliorare e ottimizzare le operazioni gestionali sulla base delle esperienze fatte sul campo dal gestore.

Un impianto ben progettato solitamente presenta un problema di funzionamento quando si realizza una delle seguenti circostanze:

- sovraccarico organico,
- sovraccarico idraulico,
- fuga di solidi dal comparto di pretrattamento,
- mancato funzionamento di pompe o sifoni di alimentazione,
- intasamenti del *medium* o delle tubazioni di alimentazione o di drenaggio.

In questa sede daremo delle indicazioni, per ogni sistema esaminato, riportando un Programma di Manutenzione di massima per prevenire il cattivo funzionamento degli impianti di fitodepurazione. Per ogni sistema si sono redatte delle tabelle per individuare gli interventi gestionali da eseguire, a seconda dell’esito delle ispezioni.

Le tabelle, riportate nei seguenti paragrafi, riportano i seguenti elementi:

- Il *calendario*, in cui sono riportate, per ogni sistema, le *verifiche* e i *controlli* ordinari da effettuare.
- Le *prestazioni* del componente, riportando i requisiti minimi secondo i quali è garantito il buon funzionamento dell’impianto.
- Gli *interventi* di manutenzione in cui sono riportate le attività da eseguire nel caso si sia individuato una carenza delle prestazioni dello specifico componente.

Comunque, è buona norma la compilazione di un “Libretto di Manutenzione”, che raccolga tutti gli interventi effettuati per una accurata conoscenza delle frequenze e dei costi sostenuti; ciò consente di elaborare un bilancio di funzionamento dell’impianto.

7.2 Trattamenti Primari

Per il buon funzionamento dei sistemi di fitodepurazione è necessario garantire il corretto funzionamento del sistema primario e controllare il deposito di materiale solido, che può provocare ostruzioni dei sistemi di distribuzione e/o intasamenti del *medium* (temporanea riduzione della conducibilità idraulica nei sistemi secondari), con conseguente minor rendimento del processo depurativo e, nel caso di sistemi a flusso sommerso orizzontale, fenomeni di ruscellamento superficiale.

I controlli minimi per un impianto primario sono riportati nella seguente Tabella 15.

Periodicità	Controllo	Prestazioni minime	Interventi di manutenzione
Mensile Trimestrale	Controllo del regolare funzionamento del sistema di entrata e uscita refluo.	Normale scorrimento del refluo all'interno della tubazione.	Lavaggio con acqua in pressione della tubazione ostruita.
	Controllo della presenza accumuli di schiume o incrostazioni sulla lama paraschiuma.	Accumuli di schiume e incrostazioni tali da essere contenute con buon margine dai paraschiuma.	Rimozione meccanica del materiale incrostante; disgregazione delle schiume con acqua in pressione e loro eventuale rimozione.
	Controllo della presenza di fango digerito nell'effluente.	Assenza totale di fango digerito.	Svuotamento del 75% dei fanghi di supero tramite autospurgo-autobotte e loro smaltimento appropriato.
	Controllo della funzionalità della vasca: fanghi.	Livello dei fanghi al di sotto almeno 30 cm della fessura di comunicazione.	Estrazione dei fanghi di supero tramite autospurgo-autobotte e loro appropriato smaltimento.
	Controllo della funzionalità della vasca.	Assenza di fiocchi di fango in superficie.	Aggiungere calce idrata o bicarbonato di sodio attraverso gli sfiati laterali.
Triennale	Controllo della perfetta tenuta stagna della vasca.	Pelo libero della vasca costante.	Svuotare la vasca e individuare la perdita.

Tabella 15. Controlli ed interventi per la gestione del sistema primario

Nel caso che l'impianto sia munito di sistemi di pretrattamento (griglie, rotostacci, etc.), dispositivi elettromeccanici, pompe e valvole di vario genere, si dovranno rispettare i manuali di uso e manutenzione forniti dai fabbricanti fin dal momento dell'installazione e rispettare le tempistiche previste per gli interventi.

7.3. Letti a Flusso Sommerso Orizzontale

I letti a flusso sommerso orizzontale sono alimentati a gravità o in pressione con l'ausilio delle pompe di sollevamento; in entrambi i casi si consiglia di avere basse velocità di ingresso per evitare un possibile innalzamento del pelo libero dell'acqua, in prossimità delle uscite del sistema di distribuzione, e un deposito di solidi sulla superficie di ingresso.

Gli interventi minimi da effettuare su di un letto HF, con funzionamento a regime, sono riassunti nella seguente Tabella 16.

Periodicità	Controllo	Prestazioni minime	Interventi di manutenzione
Trimestrale	Crescita delle piante.	- Densità delle piante >10/mq, - Assenza di malattie delle piante o danni provocati da insetti o animali.	Eseguire nuovamente la piantumazione se la stagione lo consente.
	Presenza di piante infestanti.	Assenza di piante infestanti.	Durante i primi due anni è utile rimuovere le piante infestanti (manualmente o allagare saltuariamente la superficie del letto a scapito dei risultati del trattamento), perché non impediscano la crescita delle piante prescelte. L'operazione non sarà più necessaria quando le piante prescelte saranno predominanti.
	Sponde di contenimento.	La sponda non deve presentare cedimenti.	Risistemazione delle sponde.
	Sistema di alimentazione.	Assenza di fenomeni ostruttivi sul pozzetto in ingresso.	Lavaggio in pressione del tubo di alimentazione.
	Tubazioni di uscita della vasca. Pozzetto di regolazione.	- Assenza di fenomeni ostruttivi: flusso, anche se minimo, continuo, - Materiale sedimentato sul fondo < 20 cm.	- Lavaggio con getto d'acqua in pressione, - Rimozione e smaltimento appropriato del materiale sedimentato.
Semestrale	Tappeto erboso sulle sponde.	Copertura del tappeto erboso superiore al 50%	Eseguire nuovamente la semina se la stagione lo consente
	Medium di riempimento iniziale.	- Ruscellamento assente, tranne in coincidenza di punte di carico, - Assenza di sversamenti cospicui di fanghi sulla superficie.	- Lavaggio del pietrame dei vespai di alimentazione con acqua in pressione dalla T di ispezione, - Eseguire gli interventi relativi al trattamento primario. Allagare il letto per permettere ai fanghi di venire a galla e riportarlo ad una quota inferiore al regime e dopo che i fanghi saranno solidificati si dovranno raccogliere.
	Meccanismo di regolazione.	Ciascuna uscita consente i diversi livelli del pelo libero.	Verifica della perfetta tenuta stagna del pezzo regolatore chiudendo tutte le uscite.
Annuale	Taglio delle piante		L'assenza di deflusso in superficie permette di evitare il taglio: i vegetali morti non compromettono in alcun modo l'idraulica dei filtri e inoltre consentono di isolarli termicamente. È comunque buona norma, ogni due (tre) anni, tagliare la parte aerea delle piante durante il periodo invernale e rimuovere il materiale vegetale dal letto.
	Regolazione del livello della vasca.		La regolazione periodica del livello dell'acqua in uscita permette di effettuare dei piccoli interventi atti a ripristinare le condizioni di omogeneità del flusso idraulico all'interno del letto.

Tabella 16. Controlli ed interventi per la gestione del sistema a flusso sommerso orizzontale

7.4. Letti a Flusso Sommerso Verticale

I letti a flusso verticale necessitano di un sistema di alimentazione che consenta un irrigazione periodica della superficie del letto. Questo sistema è spesso costituito da sifoni, tramogge, valvole elettromeccaniche o pompe di vario tipo; è evidente che, per una buona distribuzione del refluo sulla superficie del letto, questi sistemi debbano essere mantenuti in buone condizioni di funzionamento. Solitamente è buona norma seguire le istruzioni dei fabbricanti per quello che riguarda l'apparecchiatura elettromeccanica, mentre per i sistemi idraulici o meccanici si dovrà effettuare una pulizia periodica con getto d'acqua in pressione.

Per la vasca a flusso verticale gli interventi sono riassunti nella seguente Tabella 17.

Periodicità	Controllo	Prestazioni minime	Interventi di manutenzione
Trimestrale	Crescita delle piante.	- Densità delle piante > 10 al mq, - Assenza di malattie delle piante o danni provocati da insetti o animali.	Rinfoltimenti nelle zone povere di essenze vegetali.
	Presenza di piante infestanti.	Assenza di piante infestanti.	Durante i primi due anni è utile rimuovere le piante infestanti (manualmente o allagare saltuariamente la superficie del letto a scapito dei risultati del trattamento), perché non impediscano la crescita delle piante prescelte. L'operazione non sarà più necessaria quando le piante prescelte saranno predominanti.
	Sponde di contenimento.	La sponda non deve presentare cedimenti.	Risistemazione delle sponde.
	Pozzetto di alloggiamento del sistema di alimentazione.	Non devono essere presenti corpi solidi capaci di provocare intasamenti alle apparecchiature.	Rimozione dei solidi.
	Sistema di alimentazione.	Assenza di fenomeni ostruttivi.	Verifica di eventuali otturamenti dei fori e rimozione corpi estranei.
	Superficie vasca.	La presenza di acqua sulla superficie del letto è possibile solo in occasione delle punte di carico.	Nel caso che la presenza di acqua sia continua, sospendere l'alimentazione del settore della vasca almeno per 15 gg.
Semestrale	Tappeto erboso sulle sponde.	Copertura del tappeto erboso superiore al 50%.	Eseguire nuovamente la semina se la stagione lo consente.
	Tubazioni di uscita della vasca. Pozzetto di regolazione.	- Assenza di fenomeni ostruttivi, - Materiale sedimentato sul fondo < 20 cm.	- Lavaggio con getto d'acqua in pressione, - Rimozione e smaltimento appropriato del materiale sedimentato.
	Meccanismo di regolazione.	Ciascun uscita consente i diversi livelli del pelo libero.	Verifica della perfetta tenuta stagna del pezzo regolatore chiudendo tutte le uscite.
Annuale	Taglio delle piante.		L'assenza di deflusso in superficie permette di evitare il taglio: i vegetali morti non compromettono in alcun modo l'idraulica dei letti ed inoltre consentono di isolarli termicamente. Comunque, è buona norma, ogni due (tre) anni, tagliare la parte aerea delle piante durante la stagione invernale e rimuovere il materiale dalla superficie.

Tabella 17. Controlli ed interventi per la gestione del sistema a flusso sommerso verticale

7.5 Letti a Flusso Libero

I letti a flusso libero, per loro natura, sono fortemente dinamici nella propagazione e distribuzione delle essenze vegetali presenti, per cui, una volta attecchite le piante, il sistema avrà una sua naturale evoluzione in funzione delle caratteristiche ambientali locali e dei rapporti che si instaureranno fra le diverse specie. Per questo, se non sono state prese misure di controllo della propagazione in fase progettuale, può risultare molto difficile mantenere sotto controllo la propagazione di certe essenze rispetto ad altre a discapito della biodiversità.

Periodicità	**Controllo**	**Prestazioni minime**	**Interventi di manutenzione**
Trimestrale	Crescita delle piante.	- Corretto insediamento delle specie immesse, - Assenza di malattie delle piante o danni provocati da insetti o animali.	Eseguire nuovamente la piantumazione se la stagione lo consente.
	Presenza di piante infestanti.	Assenza di piante infestanti.	Durante i primi due anni è utile rimuovere le piante infestanti. L'operazione non sarà più necessaria quando le piante prescelte saranno predominanti.
	Sponde di contenimento.	La sponda non deve presentare cedimenti.	Risistemazione delle sponde.
	Sistema di alimentazione.	Il deflusso non deve essere ostacolato.	Risagomatura e pulizia delle zone di immissione del refluo.
	Pozzetto drenante e regolatore di livello.	- Assenza di fenomeni ostruttivi, - Materiale sedimentato sul fondo < 20 cm.	- Lavaggio con getto d'acqua in pressione, - Rimozione e smaltimento appropriato del materiale sedimentato.
Semestrale	Tappeto erboso sulle sponde.	Copertura del tappeto erboso superiore al 50%.	Eseguire nuovamente la semina se la stagione lo consente.
	Area perimetrale e di pertinenza del sistema.	Facile accesso alle sezioni d'acqua e ai manufatti.	Falciatura degli argini e della cintura di vegetazione.
	Paratoie e palandole.	Le operazioni di apertura e chiusura devono essere di facile movimentazione.	Lubrificare le guide di scorrimento.
	Meccanismo di regolazione.	Ciascun uscita consente i diversi livelli del pelo libero.	Verifica della perfetta tenuta stagna del pezzo regolatore chiudendo tutte le uscite.
Annuale	Taglio delle piante.		Il taglio può essere effettuato solo su alcune essenze ed è comunque buona norma rimuovere il materiale naturale in decomposizione.
	Controllo alghe.	La presenza di alghe deve essere molto limitata nelle zone ad acqua libera.	Rimozione delle alghe.

Tabella 18. Controlli ed interventi per la gestione del sistema a flusso libero

8. SITUAZIONE IN ITALIA E CASI STUDIO

In Italia si è verificato un notevole ritardo nella diffusione delle tecniche di depurazione naturale, rispetto agli altri paesi europei, nonostante le condizioni meteoclimatiche più favorevoli nel territorio nazionale rispetto, ad esempio, ai paesi nordeuropei. Questo, principalmente, poiché sono venuti a mancare i riferimenti normativi che prendessero in considerazione questa tipologia impiantistica.

Infatti, dal 1999, anno in cui lo Stato italiano recepisce la Direttiva europea 91/271 con il D. Lgs. 152/1999, la fitodepurazione viene suggerita, dalla norma stessa, come trattamento secondario appropriato (sotto ai 2000 a.e.) e come trattamento di affinamento per impianti tecnologici di grandi dimensioni.

I trattamenti appropriati, secondo l'Allegato 5 del D.Lgs. 152/1999, "*devono essere individuati con l'obiettivo di:*

a) *rendere semplice la manutenzione e la gestione;*
b) *essere in grado di sopportare adeguatamente forti variazioni orarie del carico idraulico e organico;*
c) *minimizzare i costi gestionali*".

Gli impianti di fitodepurazione sembrano rispondere ottimamente a queste indicazioni.

L'inefficienza degli impianti convenzionali, unitamente a quanto riportato dalle esperienze internazionali, ha fatto sì che, da una decina di anni, anche in Italia alcuni gruppi di ricerca, Enti pubblici e società private abbiano incominciato a verificare, partendo dalle esperienze europee e nordamericane, l'applicabilità della fitodepurazione per il trattamento delle acque reflue civili, per alcuni reflui industriali (prevalentemente agroalimentari) e per la rimozione di nutrienti (inquinamento diffuso di origine agricola).

Nonostante una prima fase che ha portato, per mancanza di esperienze applicative, alla costruzione di impianti mal progettati e, in alcuni casi, scarsamente funzionanti, il ricorso a tali tipologie impiantistiche non si è arrestato.

L'azione coordinata di organismi come l'APAT, l'ENEA, i gruppi di ricerca universitari (Padova, Pavia, Bologna, Firenze, Venezia, etc.), alcune ARPA, il gruppo specialistico dell'International Water Association (IWA) sull'utilizzo di macrofite per il trattamento di acque inquinate, sta portando alla definizione di criteri progettuali comuni e alla volontà di istituire una rete di controllo e monitoraggio estesa a tutto il territorio.

Quest'ultimo passaggio risulta fondamentale per ottenere dati che potranno essere comparati, elaborati ed infine utilizzati per calcolare nuove costanti cinetiche di processo necessarie per comprendere le dinamiche di funzionamento indispensabili per la creazione di modelli previsionali attendibili, evitando in questo modo il ricorso ai modelli americani o europei (Brix, 1996; Reed, 1995; Kadlec, 1996; Cooper, 1993), che porta in genere ad una sovrastima delle dimensioni d'impianto necessarie alle nostre latitudini o per l'ottenimento di diversi obiettivi depurativi.

La sezione italiana del gruppo specialistico macrofite dell'IWA sta raccogliendo da anni informazioni, dettagli tecnici e dati di monitoraggio sugli impianti di fitodepurazione realizzati (e sui trattamenti di depurazione naturale in genere), creando una prima raccolta nazionale consistente in circa 170 impianti operativi certi, rispondenti a quelle caratteristiche tecniche comunemente accettate dal mondo scientifico internazionale.

Tale censimento non ha sicuramente un carattere esaustivo, né risulta particolarmente difficile l'aggiornamento in questi ultimi anni, in cui la fitodepurazione ha mostrato una sempre crescente applicazione, ma al momento è l'unico strumento disponibile e costituisce l'investigazione di maggior dettaglio tecnico finora elaborata a livello nazionale.

Considerando l'alto numero di impianti per case singole di cui si sono avute segnalazioni, ma su cui non si sono potute verificare le specifiche progettuali, le modalità operative ed i rendimenti, si può ragionevolmente considerare un numero di impianti maggiore di 300 unità. I dati raccolti sono: localizzazione, tipologia di acque trattate, parametri di processo e di design e, quando disponibili, risultati del trattamento.

Come si può notare dalla rappresentazione grafica in Figura 21 della distribuzione territoriale degli impianti ad oggi realizzati, la maggior parte dei sistemi sono concentrati nel Centro e nel Nord Italia. Il 75% dei 172 sistemi censiti è infatti distribuito fra Toscana, Veneto ed Emilia Romagna, regioni in cui le autorità locali si sono mostrate maggiormente recettive all'accettazione di questi impianti già da svariati anni.

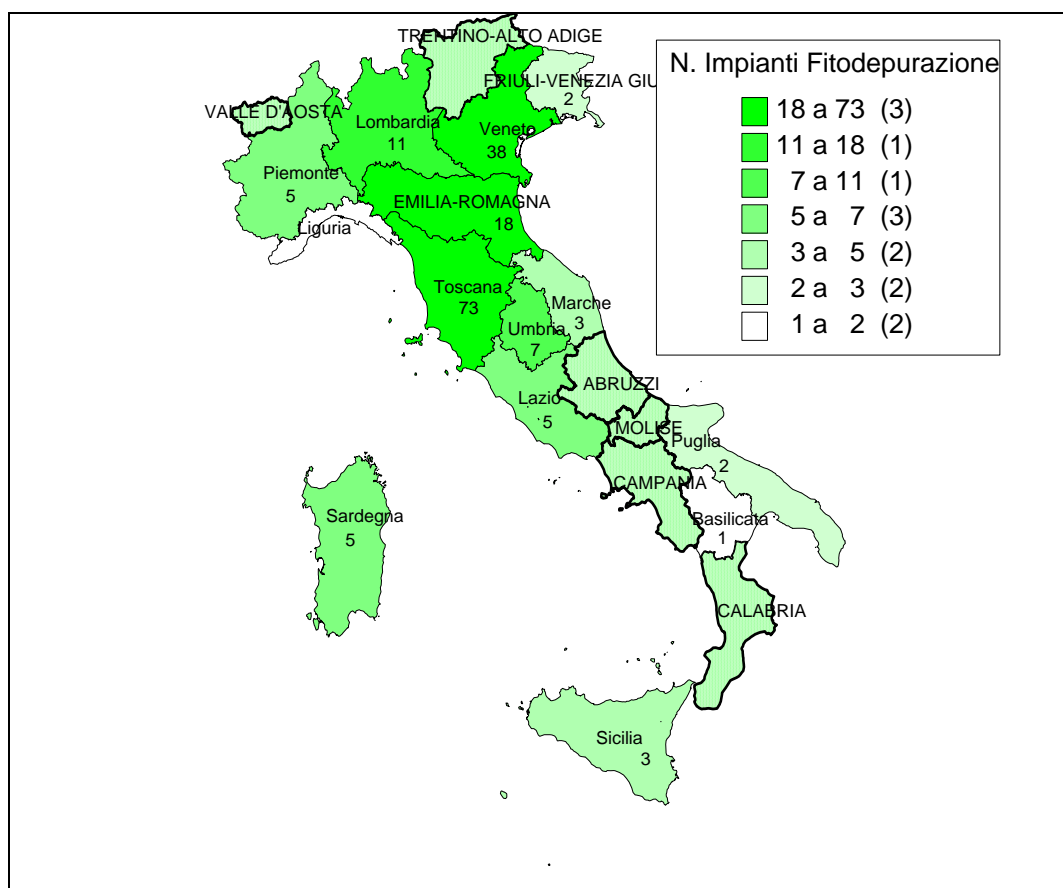



Figura 21. Distribuzione geografica degli impianti di fitodepurazione in Italia (Masi, 2002)

La Figura 22 sottolinea il crescente sviluppo dell'applicazione dei sistemi di depurazione naturale nel nostro paese (tutti gli impianti realizzati nel periodo 1985-1993 sono stati accorpati nell'anno 1993). Dall'osservazione di questo trend di crescita ci si può aspettare un incremento di realizzazioni quasi esponenziale, in special modo andando a considerare l'applicazione di questi sistemi per il trattamento di case isolate (piccoli-medi impianti).

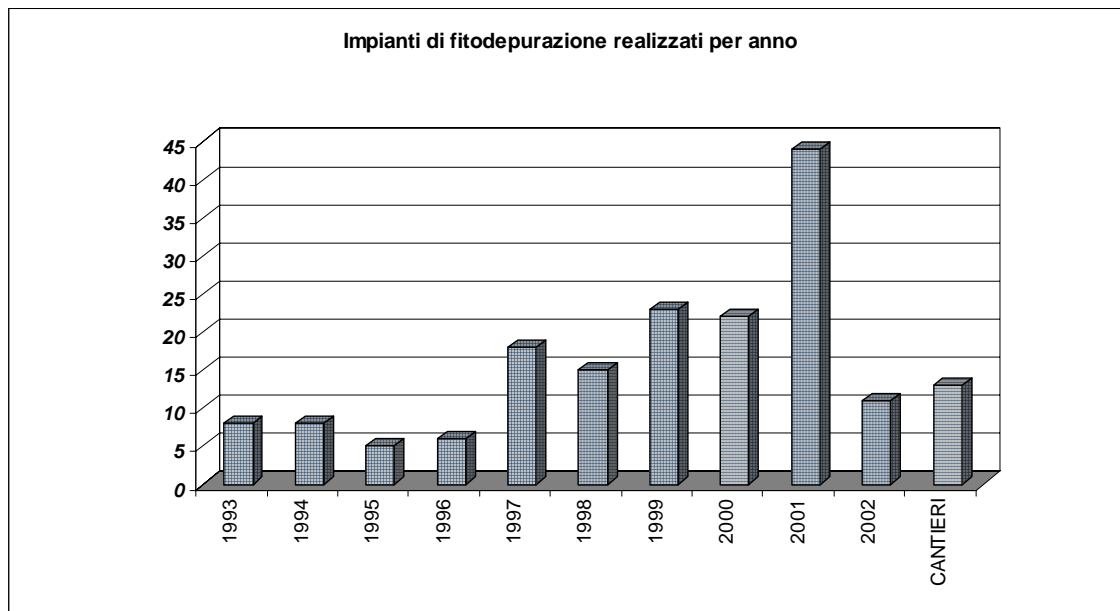



Figura 22. Numero di impianti di fitodepurazione realizzati annualmente dal 1993 al 2002

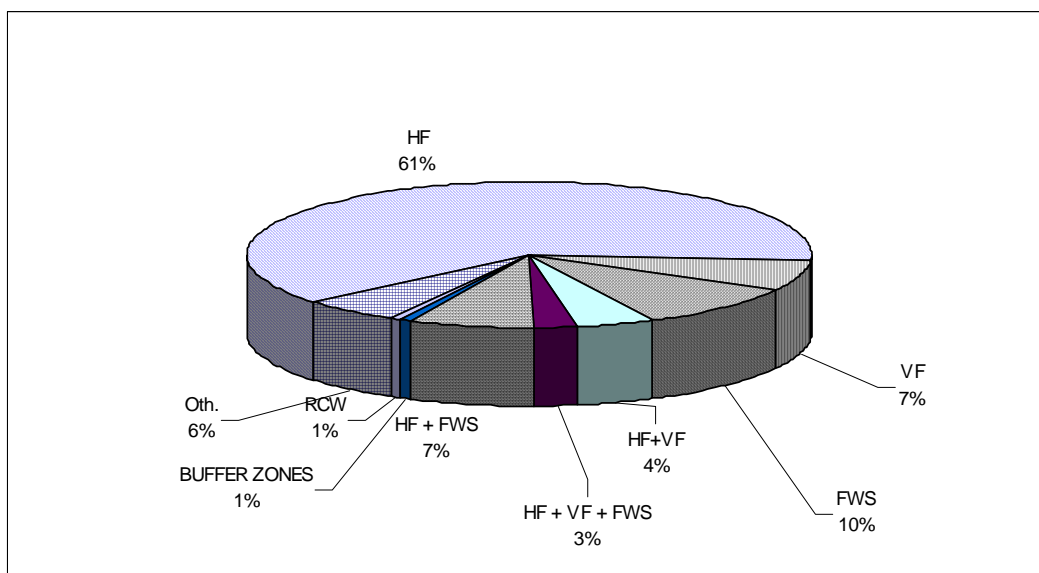



Figura 23. Diffusione delle diverse tipologie di impianti di fitodepurazione in Italia

In Figura 23 sono riportate le diverse tipologie di impianti realizzate, da sole o combinate tra loro. La tipologia più utilizzata è il sistema a flusso sommerso orizzontale (HF), con più di 100 impianti operativi; tale sistema è spesso preferito per la sua maggiore semplicità nella realizzazione e nella gestione rispetto agli altri sistemi. Purtroppo è stato possibile reperire dati di monitoraggio di solamente 16 di essi, quindi la discussione dei risultati presentati in questa sede si riferisce ad una piccola frazione del totale (circa 9%). Tuttavia, su molti degli altri impianti sono state effettuate analisi sporadiche, che comunque risultano nella maggioranza dei casi in buon accordo con le rese di rimozione valutate sugli impianti pilota realizzati e studiati estensivamente da università ed organizzazioni di ricerca pubbliche e private e sui 16 impianti in scala reale.

Anche per i sistemi a flusso sommerso verticale (VF), sui 23 impianti operativi esistenti, solo 5 sono stati regolarmente monitorati.

La maggioranza dei sistemi a flusso sommerso, sia HF che VF, circa 120 impianti, sono stati installati per il trattamento di reflui domestici o civili come stadio di trattamento secondario (quindi sempre preceduti da uno stadio di trattamento primario).

I sistemi HF sono stati in gran parte dimensionati con un coefficiente d'area di 3-5 m^2 $a.e.^{-1}$ (a.e. = abitante equivalente; 60 gr. BOD_5 per persona per giorno), mentre i sistemi VF presentano un minore ingombro, con un coefficiente che varia tra 2-3 m^2 $a.e.^{-1}$.

I sistemi a flusso libero (FWS) sono prevalentemente stati realizzati come stadio di trattamento terziario o post-trattamento per impianti biologici esistenti (fanghi attivi, biodischi, etc.), con un'area specifica pari a circa 1,5 m^2 $a.e.^{-1}$ (9 impianti), o come stadio finale in sistemi di fitodepurazione ibridi (quindi insieme alle tipologie a flusso sommerso).

Sono presenti in Italia anche alcune importanti esperienze di utilizzo di zone umide seminaturali (NW) o ricostruite (RCW), impiegate prevalentemente per la rimozione di nutrienti nella Regione Veneto, come trattamento a "tecnologia leggera" dell'inquinamento diffuso di origine agricola. Gli interessanti risultati ottenuti in queste esperienze sono stati descritti da Bendoricchio (2000), Borin (2001) e Bragato (2002).

I sistemi ibridi, particolarmente l'abbinamento di sistemi a flusso sommerso verticale (VF) ed orizzontale (HF), anche se al momento realizzati in numero limitato, si dimostrano come un'efficace scelta progettuale per l'abbattimento dell'azoto. Infatti, i sistemi ibridi sono stati applicati nelle situazioni in cui erano richieste più alte prestazioni e più spinti livelli di rimozione degli inquinanti.

Come si può osservare nella successiva Figura 24, gli impianti di fitodepurazione realizzati in Italia sono in gran parte di piccola-media taglia. Il numero riportato di impianti per case singole (da 1 a 10 a.e-) è sicuramente sottostimato per le difficoltà incontrate nel censimento degli stessi, ma si può dare una stima credibile del loro ammontare in circa 150-200 unità.

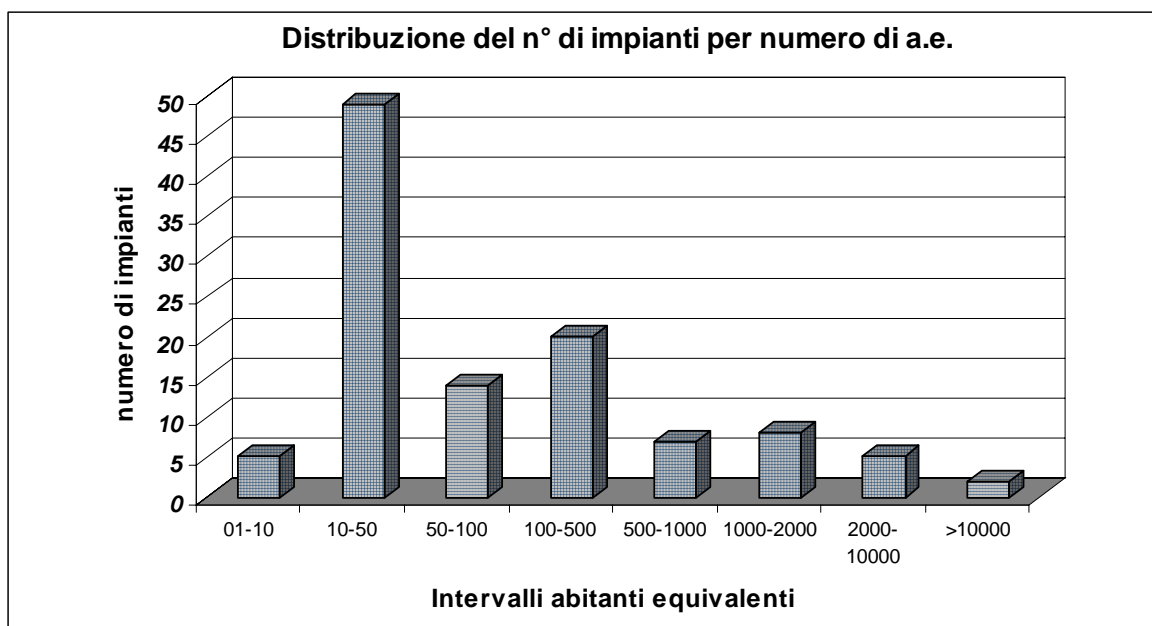



Figura 24. Distribuzione del numero di impianti per fasce di utenza

I sistemi che mostrano le migliori prestazioni sono riempiti con ghiaia di diametro inferiore ai 10 mm, hanno coefficienti d'area specifica che variano tra 2.5 e 5 m^2/a.e. (con una tendenza verso il limite inferiore di tale intervallo), la pendenza del fondo dell'1-2% ed una profondità media di 0.7 m (Del Bubba, 2000; Garuti, 2000; Masi, 1999; Pucci, 2001; Masi, 2002).

Gli impianti descritti nella letteratura nazionale hanno dimostrato l'elevata affidabilità dei sistemi HF per la rimozione del carico organico, dei solidi sospesi e del carico microbico, indipendentemente da variazioni anche sostanziali nel carico idraulico, delle caratteristiche di composizione delle acque in ingresso e delle temperature esterne.

In pieno accordo con i dati di letteratura, gli impianti HF italiani, dimensionati con coefficienti d'area minori di 5 m^2/a.e., non riescono ad ottenere rimozioni dell'azoto ammoniacale superiori al 60-70%, mentre mostrano rese più elevate per la denitrificazione, specialmente nei mesi estivi (Masi, 1999; Del Bubba, 2000; Garuti, 2000).

Masi (2000) riporta un tentativo di individuazione di una correlazione tra le concentrazioni del carico organico (COD) in ingresso e quelle in uscita per 10 impianti HF italiani applicati come trattamento secondario di reflui civili e domestici. I 10 impianti hanno tutti un tempo di ritenzione idraulica (HRT) compreso tra 3-4 giorni. La Figura 25 mostra la debole relazione tra i valori esaminati (medie annuali sui singoli impianti), mettendo quindi in luce una certa indipendenza della qualità degli effluenti dal contenuto di carico organico dei reflui in ingresso. Questo risultato è in accordo con quanto riportato per il BOD_5 da Vymazal (1999) su 44 impianti HF nella repubblica Ceca e da Brix (1998) per 100 impianti HF in Danimarca.

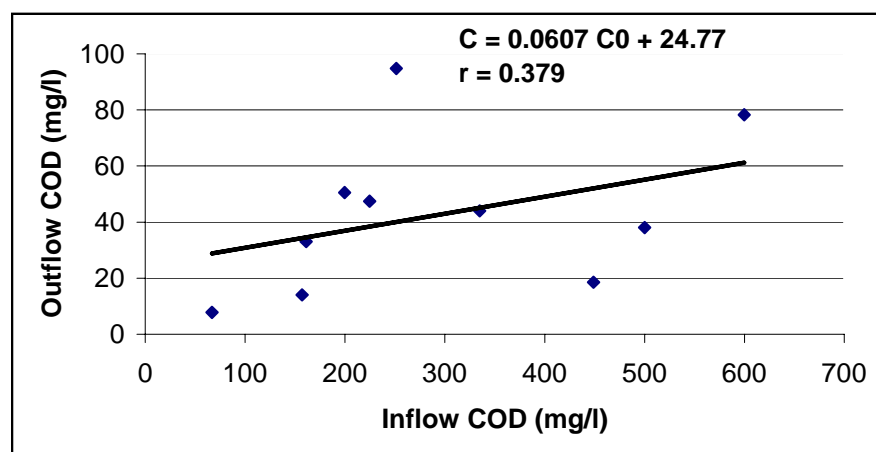



Figura 25. Correlazione tra le concentrazioni di COD nei reflui in uscita dai sistemi primari (fosse Imhoff) e le concentrazioni negli effluenti per 10 impianti HF. Ogni punto rappresenta le due medie annuali per ogni singolo impianto.

Aggregando tutti i dati inerenti la rimozione del carico organico, espresso come COD, sui 10 sistemi italiani analizzati, si ottiene una rimozione media pari al 83.7% (± 10.0%); anche questo dato risulta in accordo con simili esperienze nordamericane, norvegesi e ceche (Reed ed altri, 1993; Maehlum ed altri, 1998; Vymazal, 1999).

Negli stessi impianti si sono ottenute rimozioni medie dei solidi sospesi pari al 86.1% (± 15.3%), dell'azoto ammoniacale pari al 64.0% (± 29.4%) e del 94.5% (± 7%) per i nitrati.

Inoltre, Conte (2001) mette in evidenza, mediante uno studio su 4 impianti HF operativi in Toscana da più di quattro anni, come questi sistemi ottengano alle nostre condizioni meteoclimatiche risultati del tutto comparabili con alcune esperienze inglesi e ceche, realizzate con gli stessi criteri progettuali e con simili materiali, ma con maggiori dimensioni specifiche rispetto al carico idraulico giornaliero (Cooper ed altri, 1996; Vymazal ed altri, 1998). Conte descrive, infatti, impianti con coefficiente d'area compreso tra 1.1 e 2.6 m^2/a.e., che ottengono abbattimenti del COD pari al 62-95% e dell'azoto ammoniacale pari al 42-85%, ed i valori massimi riscontrabili in questi intervalli sono stati ottenuti nelle esperienze europee solo per impianti dimensionati con coefficienti d'area di circa 4-5 m^2/a.e.. Nel lavoro di Conte viene, anche, considerato l'abbattimento delle sostanze tensioattive anioniche (MBAS), anch'esso sufficientemente elevato (42-88%).

In merito alla rimozione di tensioattivi in sistemi HF, si segnala l'approfondita ricerca effettuata dal Dip. di Chimica Ambientale dell'Università di Firenze, che ha pubblicato alcuni lavori sull'argomento, in particolare sull'abbattimento dei non-ionici e sulla trasformazione di questi nei vari metaboliti, di cui alcuni rientrano nella famiglia degli ED (Endocrine Disruptors). Nel più recente lavoro di Del Bubba viene riportata una rimozione media di circa il 60% della miscela di tensioattivi non-ionici utilizzata, sia a basse che alte concentrazioni e con un HLR di circa 2.2 cm/giorno (Del Bubba ed altri, 2003; Sacco ed altri, 2003). Rimozioni superiori al 94% erano state precedentemente ottenute sullo stesso impianto HF pilota, con le stesse condizioni operative, per i tensioattivi anionici, analizzati sia come MBAS che come LAS ("Linear Alkylbenzene Sulphonates") (Del Bubba ed altri, 2000).

Può risultare utile anche la comparazione di due impianti HF italiani per reflui domestici (Moschea, nel Comune di Firenzuola e Spannocchia nel Comune di Chiusdino), che lavorano con un

carico idraulico medio giornaliero (HLR) di 4.8 e 5.6 cm/giorno (Conte ed altri, 2001) rispettivamente e che ottengono risultati di rimozione del carico organico, dei solidi sospesi e dell'azoto totale comparabili con impianti operativi nei paesi scandinavi aventi dimensioni simili, ma con HLR nettamente inferiori (Axler ed altri, 2000).

Per quanto riguarda i parametri microbiologici, nel lavoro di Conte, vengono considerati tre impianti, in cui si ottengono rese di rimozione spesso superiori al 99,9%. Questi risultati sono comparabili sia con quelli ottenuti su impianti europei operanti con HLR più bassi (Ottovà ed altri, 1996), sia con impianti con simile HLR, ma situati in regioni con condizioni meteoclimatiche più favorevoli e stabili (Khatiwada e Polprasert, 1999; Masi ed altri, 1999).

Per quanto riguarda i sistemi VF, anche in Italia sta aumentando il numero di realizzazioni, sia a livello di piccoli impianti, sia come stadi ossidativi inseriti per ottenere un'adeguata nitrificazione in impianti ibridi multistadio. Infatti, anche le esperienze italiane mostrano elevate capacità di nitrificazione dei sistemi VF, normalmente riempiti con sabbia grossolana o con lisetta, ed alimentati in discontinuo sia con sistemi elettromeccanici di pompaggio che con sifoni di cacciata. L'esperienza tedesca sui sistemi VF ha ben chiarito quali siano i limiti dimensionali minimi, specialmente in termini di HLR e OLR, sopra i quali è garantito il buon funzionamento nel tempo e l'assenza di fenomeni di occlusione superficiale che sono tipici di sistemi sottodimensionati.

Romagnolli (2003) ha raccolto i dati di tre sistemi VF localizzati rispettivamente nel Nord, Centro e Sud Italia. I tre impianti hanno le stesse caratteristiche costruttive (3 m^2/a.e., riempiti con 60 cm di sabbia grossolana, alimentati con 50 lt/m^2.giorno) e gestionali, e mostrano eccellenti rimozioni dell'azoto ammoniacale (60-90%), insieme ad un elevato abbattimento del COD (92-99.9%) e del BOD_5 (97-99%).

Di particolare interesse le esperienze dell'ENEA, prima con impianto pilota a San Matteo della Decima (BO) e successivamente con un impianto a scala reale presso un'azienda vitivinicola a Canelli (AS), sulla disidratazione e mineralizzazione dei fanghi di supero prodotti in impianti a fanghi attivi con sistemi VF opportunamente modificati (Chiapelli ed altri, 2003).

Proprio per la loro adattabilità alle variazioni di carico idraulico e di sostanze inquinanti, per la loro facile e poco onerosa gestione e per gli evidenti vantaggi di inserimento ambientale rispetto ad altri sistemi, le zone umide artificiali si prestano assai bene come stadio di trattamento terziario o di affinamento degli effluenti di depuratori tecnologici esistenti.

In Italia sono stati realizzati circa 35 impianti di fitodepurazione per trattamento terziario, di cui alcuni HF a singolo stadio (Barbagallo ed altri, 2002; Conte ed altri, 2001), altri ibridi (HF+FWS) come ad esempio l'impianto di post-trattamento a Jesi, attualmente in fase di avvio, ma soprattutto sistemi FWS come ad esempio quelli sul Fiume Trebbia (Bisogni, 2000).

Solo 13 impianti sono stati monitorati con regolarità. Due sistemi HF, entrambi posizionati a valle di impianti a fanghi attivi ed aventi entrambi un coefficiente d'area di circa 1 m^2/a.e., hanno efficacemente svolto l'azione di tamponamento dei picchi di concentrazione degli inquinanti in uscita dagli impianti a monte ed hanno mostrato rimozioni del COD e dei nitrati rispettivamente negli intervalli del 59-88% e del 78-84% (Masi, 2000).

L'applicazione di un sistema HF per l'abbattimento della carica batterica residua negli effluenti di un filtro percolatore, che tratta una popolazione di circa 1100 a.e. in Sicilia, è illustrata da Barbagallo nella sua pubblicazione del 2002. I risultati ottenuti mostrano rimozioni maggiori del 99% per i batteri indicatori, ottenuti con un tempo di ritenzione di circa 2-3 giorni (circa 1 m^2/a.e.), ed abbattimenti di circa il 68% per il BOD_5 e del 76% per il COD.

Tra i sistemi FWS sul Trebbia, l'impianto di Bobbio è stato approfonditamente monitorato per un lungo periodo. Le rimozioni medie ottenute riportate da Bisogni (2000) sono: BOD_5 50%, COD 10%, Nitrati 80%, Nitriti 88%, Fosforo 33%, Coliformi Fecali 99.9%.

Dall'osservazione dei primi significativi monitoraggi sugli impianti esistenti, dando particolare rilevanza agli impianti che abbiano già raggiunto un livello di esercizio "a regime" (generalmente dopo 2-3 anni dall'attivazione), sembra emergere l'evidenza che l'utilizzo dei criteri di dimensionamento utilizzati nei paesi del nord e del centro Europa produca dei sovradimensionamenti nelle condizioni meteoclimatiche tipiche del bacino Mediterraneo. Le rese di rimozione che si ottengono sugli impianti di fitodepurazione italiani sono invece in maggior accordo, in relazione al carico idraulico, alla qualità delle acque reflue trattate ed al coefficiente d'area utilizzato, con altre esperienze mediterranee, come ad

esempio le esperienze slovene e croate, paesi in cui i sistemi a flusso sommerso sono ormai applicati in largo numero da svariati anni.

Considerando le buone rese depurative ottenute, il positivo impatto sull'opinione pubblica, i bassi costi gestionali e le ultime disposizioni di legge in materia di depurazione delle acque di scarico, si può concludere come i sistemi di fitodepurazione stiano diventando un valido strumento per il trattamento delle acque reflue in Italia, in special modo per applicazioni su piccole-medie utenze quale trattamento secondario e come trattamento di affinamento e disinfezione per medi-grandi impianti tecnologici.

8.1. L'impianto di fitodepurazione per reflui urbani di Dicomano (Fi)

8.1.1 Il Problema

L'idea di un impianto di fitodepurazione per Dicomano nasce da uno Studio di Fattibilità effettuato nel 1997 dall'ARPAT (Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana) su commissione della Comunità Montana del Mugello, Alto Mugello e Val di Sieve. Tale studio individuò le tecniche di depurazione naturale come tipologie depurative più appropriate per il trattamento dei reflui di varie località della zona; l'impianto di Dicomano è il primo realizzato e rappresenta al momento il più grande sistema italiano di fitodepurazione applicato come trattamento secondario a reflui civili.

Figura 26. Visione panoramica dell'impianto di Dicomano

Il centro abitato di Dicomano è localizzato per la sua quasi totalità in riva sinistra del Fiume Sieve, in cui scaricava senza alcun trattamento i reflui raccolti dalla fognatura mista del paese, per un totale di circa 3500 a.e.; in riva destra sussiste, inoltre, un piccolo agglomerato, corrispondente a circa 400 a.e., anch'esso privo di depurazione. In fase progettuale è stato, quindi, deciso di realizzare un impianto di fitodepurazione al servizio del centro abitato di dimensioni maggiori, mentre per la zona che si trova dall'altra parte del Fiume (Loc. La Nave) è stato previsto, invece, un sistema di fitodepurazione indipendente (ad oggi non realizzato).

In base alle analisi effettuate sul refluo scaricato dalla fognatura, sono state fatte le seguenti ipotesi progettuali:

- carico idraulico specifico: 150 l/a.e. giorno,
- carico organico specifico: 21 gr.BOD_5/a.e. giorno,
- portata media giornaliera: 525 m^3/g,
- portata massima giornaliera: 66 m^3/h,
- concentrazione media di BOD_5 in ingresso: 140 mg/l,
- concentrazione media di SST in ingresso: 200 mg/l,
- concentrazione media di N-NH_4 in ingresso: 35 mg/l,
- concentrazione media di Coliformi fecali in ingresso: 10^6 UFC/100l.

Secondo la normativa vigente l'impianto, di taglia maggiore di 2000 a.e., deve rispettare i limiti di Tabella 1/All. 5 del D. Lgs 152/1999 e sue successive modificazioni (non risultano scarichi industriali non assimilabili a civili nel paese); inoltre, deve comunque contribuire al miglioramento o mantenimento dello stato ambientale del fiume in cui scarica. Nella fattispecie il Fiume Sieve, all'altezza di Dicomano, rientra in 3ª classe di qualità, soprattutto a causa delle ridotte portate estive, che coincidevano con i maggiori picchi di concentrazione degli inquinanti. L'entrata in funzione del Lago di Bilancino, un grosso invaso a monte di Dicomano, probabilmente consentirà di raggiungere, regolando le portate estive, una migliore qualità.

8.1.2 La soluzione progettuale

I reflui, attraverso la rete fognaria, giungono ad una stazione di sollevamento posta in prossimità del Fiume, e da qui convogliati, tramite una condotta in pressione della lunghezza di circa 450 metri, al sistema depurativo.

L'impianto di trattamento è costituito da: un trattamento preliminare di grigliatura, un trattamento primario di sedimentazione (vasca Imhoff) e un sistema di fitodepurazione multistadio ibrido, con superficie utile totale di 6080 m^2 (vedi schema in Figura 27); quest'ultimo svolge funzione di trattamento secondario e terziario (post-trattamento o finissaggio). Questa configurazione è stata scelta in quanto consente di sfruttare al meglio la capacità di degradazione del carbonio organico e di denitrificazione propria dei bacini a flusso orizzontale e quella di nitrificazione dell'azoto ammoniacale prevalentemente dei bacini a flusso verticale; il sistema a flusso libero, invece, rappresenta uno stadio di affinamento con funzione di disinfezione dell'effluente prima della sua immissione nel corpo recettore.

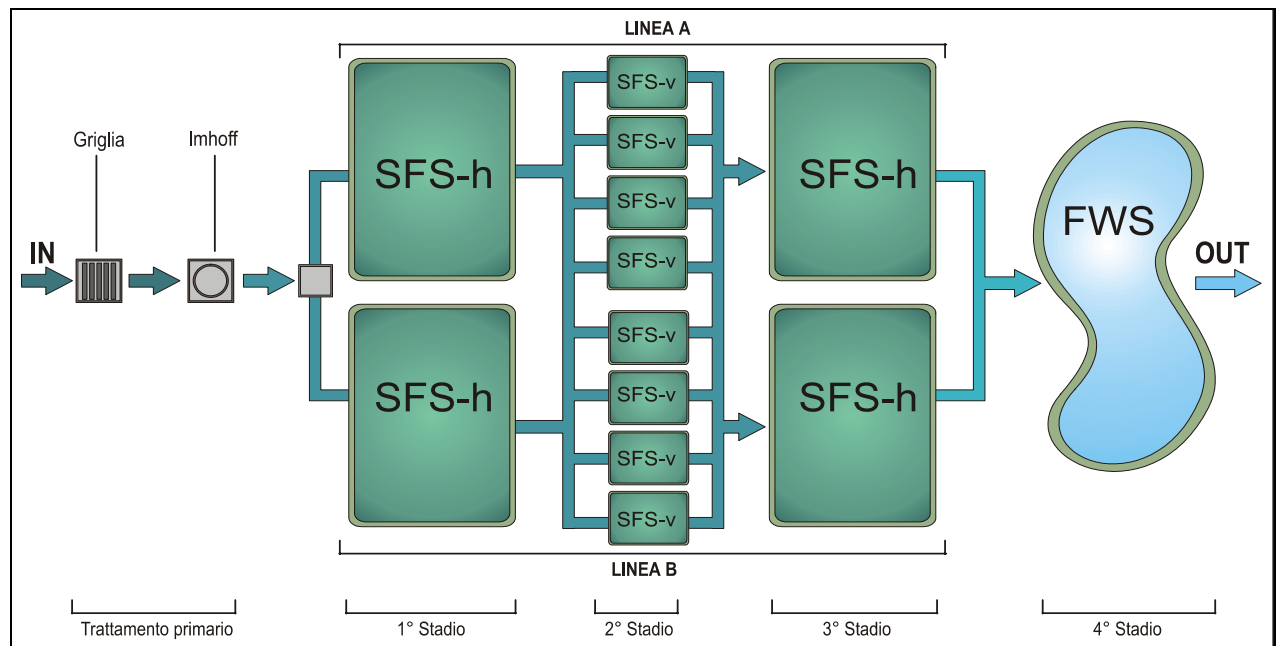



Figura 27. Schema a blocchi dell'impianto di Dicomano (FI)

STADIO		TIPOLOGIA	m^2
Trattamento secondario	1	Sistema a flusso subsuperficiale orizzontale (SFS-h)	**1.000**
	2	Sistema a flusso subsuperficiale verticale (SFS-v)	**1.680**
	3	Sistema a flusso subsuperficiale orizzontale (SFS-h)	**1.800**
Trattamento terziario (finissaggio)	4	Sistema a flusso libero (FWS)	**1.600**

Tabella 19. Superfici di progetto dei vari stadi

Tutte le vasche a flusso sommerso sono state impermeabilizzate con una geomembrana in polietilene dello spessore di 2 mm. I *medium* di riempimento usati sono stati i seguenti:

- HF primo e terzo stadio: ghiaia ∅5-10 mm per un'altezza media di 80 cm;
- VF: partendo dall'alto, 5 cm di ghiaia ∅10 mm, 25 cm di sabbia, 15 cm di ghiaia ∅10 mm, 15 cm di ghiaia 20 mm, 30 cm di ghiaietto ∅40-70 mm.

L'essenza vegetale utilizzata è *Phragmites australis*.

I sistemi a flusso sommerso verticale sono alimentati in modo alternato discontinuo tramite un sistema di pompe ed elettrovalvole; l'alimentazione alternata discontinua dei vari settori è stata realizzata facendo uso di valvole a membrana automatiche disposte sulle tubazioni di alimentazione dei vari settori; una centralina digitale permette di controllare i tempi di apertura e chiusura delle valvole.

Figura 28. Impianto di Dicomano: particolare della vasca VF in fase di avvio dell'impianto

Il sistema a flusso libero è formato da bacini, a profondità variabile da 0 a 1,1 m, collegati fra loro mediante canali, piccoli gradini e stramazzi realizzati in legname e pietrame. All'interno del sistema sono stati inseriti alcuni comparti a flusso sommerso orizzontale in modo da creare una maggiore alternanza di zone aerobiche ed anaerobiche. Questo stadio, impermeabilizzato con argilla e con capacità d'accumulo di oltre 1000 m^3, è stato concepito in modo da creare opportuni habitat per l'inserimento di numerose specie di alofite e idrofite ed ottenere così un elevato grado di biodiversità.

Figura 29. Impianto di Dicomano: panoramica del FWS

8.1.3 Le rese depurative

Le previsioni depurative sono state fatte sulla base del modello di Reed, Crites & Middlebrooks, basato su una cinetica di primo ordine, per quegli inquinanti che vengono principalmente rimossi dai processi microbiologici: BOD_5, NH_4^+ e NO_3^-.

Parametro	Cin (mg/l)	Cout (mg/l)		
		T=6°C	T=14°C	T=20°C
BOD_5	140	36	21	11
COD	280	72	42	22
TKN	35	14	12	11
$N\text{-}NO_3$	0,1	13	9	4
Ptot	7	4	4	4
SST	200	6	6	6
Coliformi fecali	10^6	10^4	$5 \cdot 10^3$	10^3

Tabella 20. Stima delle concentrazioni in ingresso e uscita dall'impianto di trattamento secondo il modello di Reed ed altri.

8.2 L'impianto di fitodepurazione per reflui urbani di Dozza Imolese (Bo)

8.2.1 Il Problema

L'impianto di fitodepurazione di Dozza Imolese è stato realizzato nell'ambito di un Progetto Life, finanziato dalla Comunità Europea sul Torrente Sellustra, con l'obiettivo generale di dimostrare e divulgare l'efficacia dei sistemi di depurazione naturale nel miglioramento della qualità delle acque dei corpi idrici superficiali, insieme ad altri interventi quali l'ingegneria naturalistica e le fasce tampone boscate.

Le acque da trattare sono di tipo civile e provengono da un agglomerato di abitazioni e attività artigianali per un totale di 120 a.e. poste lungo il Sellustra; l'impianto di fitodepurazione è stato proposto come scelta alternativa al collettamento di tali reflui all'impianto centralizzato di Imola.

In base ai dati forniti dal gestore, sono state fatte le seguenti ipotesi progettuali:

- carico idraulico specifico: 150 l/a.e. giorno,
- carico organico specifico: 60 gr.BOD_5/a.e. giorno,
- portata media giornaliera: 3,57 m^3/h,
- portata massima giornaliera: 54 m^3/h,
- concentrazione media di BOD_5 in ingresso: 400 mg/l.

Secondo la normativa vigente l'impianto, di taglia minore di 2000 a.e., deve garantire un "trattamento appropriato" secondo le indicazioni del D. Lgs.152/1999, conformemente al mantenimento dello stato ambientale del corpo idrico recettore. Data la modestia dello scarico, il livello di trattamento richiesto presuppone un elevato abbattimento del carico organico e dei solidi sospesi, oltre ad una riduzione significativa della carica microbica immessa nel corpo idrico, lungo tutto l'arco dell'anno, in special modo nella stagione estiva in cui il reticolo idrografico locale, caratterizzato da basse portate, è maggiormente esposto all'inquinamento antropico.

8.2.2 La soluzione progettuale

L'impianto di trattamento è costituito da un trattamento preliminare di grigliatura manuale, un trattamento primario di sedimentazione e da un sistema di trattamento secondario con fitodepurazione; quest'ultimo è costituito da due vasche a flusso sommerso orizzontale, disposte in parallelo, di superficie utile pari a 360 m^2.

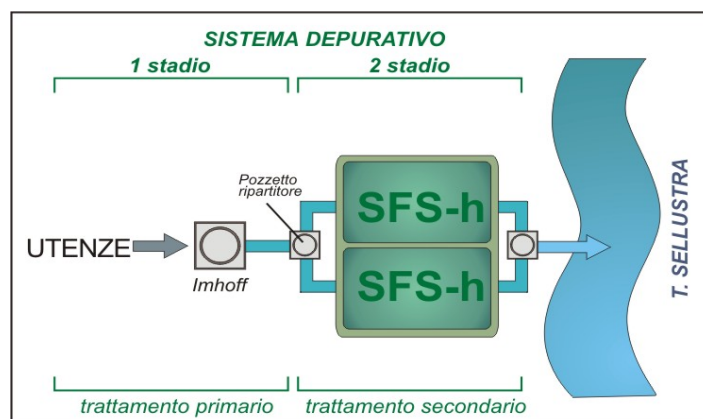



Figura 30. Schema a blocchi dell'impianto di Dozza Imolese (BO)

Le vasche, impermeabilizzate tramite una geomembrana in polietilene ad alta densità dello spessore di 1,5 mm, sono state riempite con ghiaie del diametro medio 8 mm, per un'altezza di circa 0,8 m; l'essenza vegetale prescelta è *Phragmites australis*.

Figura 31. Panoramica dell'impianto di Dozza Imolese (BO).

8.2.3 Le rese depurative

Le previsioni depurative sono state fatte utilizzando il modello di Reed, Crites & Middlebrooks.

	T=6°C	T=14°C	T=20°C
BOD5	90%	98%	99%
SST	89%	89%	89%
Fosforo totale	42%	42%	42%
Coliformi fecali	99%	99,9%	99,99%

Tabella 21. Rese depurative previste dell'impianto di Dozza Imolese (BO)

8.3 "La Collina" - Codemondo (RE)

8.3.1 Il problema

L'impianto di fitodepurazione, che serve l'azienda agricola "La Collina" di Codemondo (in provincia di Reggio Emilia), è stato realizzato in un'area non servita da rete fognaria pubblica. Il refluo trattato è di tipo domestico e comprende le acque di scarico delle case aziendali, di civile abitazione e della macelleria per un totale di 30 a.e.. Il progetto prevede il riutilizzo dell'acqua depurata per finalità irrigue.

8.3.2 La soluzione progettuale

Il sistema proposto è a flusso sommerso verticale di area utile totale 112 m^2 (3,7 m^2/a.e.). Il carico idraulico di progetto è stato stimato pari a 6,0 m^3/giorno.

Come sistema di trattamento primario è stata scelta una fossa Imhoff da 8 m^3; il refluo raggiunge, quindi, un pozzetto di accumulo della capacità di 2,5 m^3, in cui è stata installata una pompa sommergibile per l'alimentazione del sistema a flusso verticale.

La vasca di fitodepurazione, impermeabilizzata tramite una guaina di PVC, è stata riempita con sabbia di fiume (0-3 mm) e ghiaia (8-16 mm) lavate, per l'altezza totale di 1m. Il sistema di alimentazione è costituito da tubi in PEAD da un pollice, forati.

Le essenze vegetali utilizzate sono le *Phragmites australis.*

Figura 32. Impianto "La Collina" di Codemondo (RE)

8.3.3 Le rese depurative

L'effluente dell'impianto è stato analizzato nel 1998, con un campionamento puntuale, dall'ARPA Emilia Romagna, Dipartimento di Reggio Emilia, subito dopo l'avviamento. Visti gli ottimi rendimenti, l'ARPA Emilia Romagna, in collaborazione con l'Università di Modena, ha pianificato un monitoraggio sistematico dell'impianto per testarne la funzionalità lungo il corso dell'anno e, soprattutto, negli anni successivi all'avviamento. La seconda fase di monitoraggio, svolta del laureando in Scienze Naturali Paolo Burani, è iniziata nell'ottobre 2000 ed è terminata nell'ottobre 2003. Fino ad oggi sono stati raccolti 26 campioni di cui si riportano i risultati nella Tabella 22.

	pH	SST	BOD5	COD	Ptot	NH4	NO3	NO2	Coli fecali	E. coli
in	7,1	92,15	135,0	281,52	8,0	63,2	4,3	1,9	12.252.400	8.996.400
out	7,5	14,5	2,6	20,0	3,0	2,2	36,4	0	1.504,68	719,2
% rimozione	84%	98%	93%	63%	97%	-	99,9%	99,9%	99,9%	

Tabella 22. Rendimenti di depurazione dell'impianto di fitodepurazione "La Collina" di Reggio Emilia. Sono riportate le medie in ingresso (in) e in uscita (out) e la percentuale di rimozione.

L'impianto ha dato ottimi risultati per tutti i parametri chimici e microbiologici analizzati; come mostrato nella precedente tabella, i rendimenti di depurazione, calcolati sulla media dei 26 campioni prelevati in ingresso e in uscita, sono eccellenti soprattutto per la rimozione di materia organica, solidi sospesi, azoto e coliformi. Si noti che l'impianto è stato progettato considerando che l'effluente viene riutilizzato per fini irrigui e, quindi, il nitrato prodotto è stato lasciato per consentirne l'uso come fertilizzante naturale. Con un ricircolo sarebbe possibile abbattere ulteriormente tale parametro.

8.4 Firenze - Hotel Relais Certosa

8.4.1 Il problema

L'impianto di fitodepurazione che serve l'Hotel Relais Certosa (in provincia di Firenze) è stato realizzato in quanto la zona non era servita dalla fognatura nera pubblica; i trattamenti esistenti erano costituiti da fosse settiche Imhoff seguite da dispersione per subirrigazione, ma i problemi di tipo igienico-sanitario derivati hanno consigliato la realizzazione di un impianto di fitodepurazione. L'Hotel è

situato alle porte di Firenze e la vicinanza al casello autostradale consente un utilizzo costante durante tutto l'anno. L'impianto di depurazione è stato dimensionato per un'utenza massima di 140 a.e.

Il corpo idrico recettore è costituito da un fosso campestre che, dopo circa 100 m, recapita nel Fiume Greve. Sarà valutata, in seguito al monitoraggio, la possibilità di riutilizzo dell'acqua depurata per l'irrigazione di aree a verde di proprietà dell'albergo.

8.4.2 La soluzione progettuale

L'impianto, finito di realizzare nel 2003, è un sistema ibrido costituito da una vasca a flusso sommerso orizzontale seguita da una vasca a flusso sommerso verticale; tale scelta progettuale è stata fatta sia per contenere le superfici utili sia per consentire migliori rendimenti nell'abbattimento dell'azoto ammoniacale in previsione del riutilizzo delle acque depurate.

Figura 33. Vista panoramica dell'impianto di fitodepurazione dell'Hotel Relais Certosa (FI)

Lo schema di impianto è il seguente:

1. trattamento primario costituito da due fosse settiche Imhoff esistenti (che raccolgono una parte degli scarichi dell'Hotel) e da una fossa Imhoff di nuova realizzazione;
2. vasca di sollevamento, predisposta per inviare i liquami provenienti da tutti i sistemi primari al primo stadio del sistema di fitodepurazione;
3. pozzetto ripartitore che distribuisce il liquame tra le due linee di alimentazione della vasca HF;
4. stadio a flusso sommerso orizzontale (HF) costituito da un'unica vasca di forma rettangolare di area utile totale pari a 160 m^2;
5. pozzetto di regolazione e prelievo al servizio della vasca HF;
6. pozzetto con due sifoni del tipo Milano per l'alimentazione discontinua del sistema a flusso verticale;
7. vasca a flusso verticale subsuperficiale (VF) di forma rettangolare e area utile pari a 180 m^2;
8. pozzetto di misura e controllo.

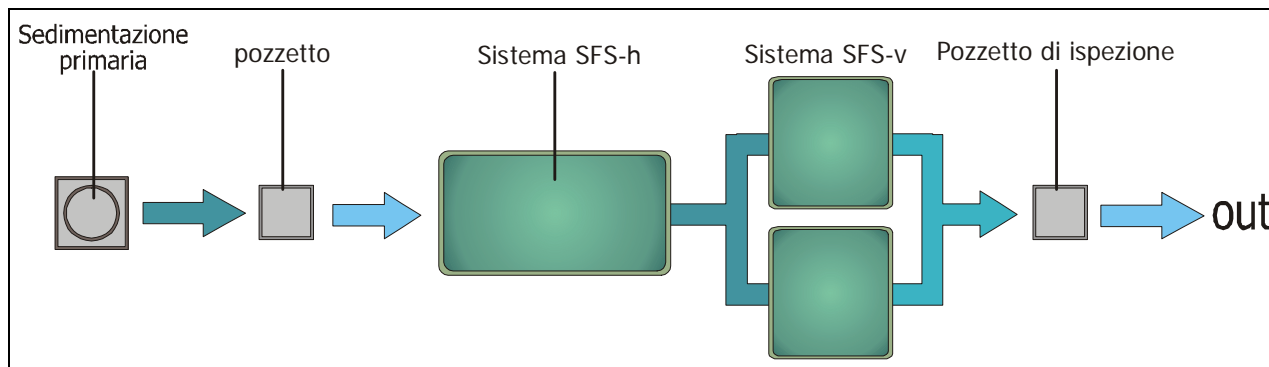



Figura 34. Schema a blocchi dell'impianto dell'Hotel Relais Certosa (FI)

Il *medium* di riempimento utilizzato per la vasca HF è costituito da ghiaia lavata 5-10 mm; per il filtro VF si sono invece utilizzati più strati di inerti, e precisamente partendo dal basso:

- uno strato di ghiaia del diametro medio 6/12 mm per un'altezza media di 20 cm misurata al centro della vasca,
- uno strato di sabbia per un'altezza di 40 cm,
- uno strato di ghiaia del diametro medio 12/18 mm rotonda e ben lavata per un altezza di 5 cm di altezza,
- uno strato di ghiaia del diametro medio 6/12 mm per un altezza di 10 cm.

L'impermeabilizzazione delle vasche è stata eseguita tramite una geomembrana in Pead dello spessore di 1 mm; l'essenza vegetale prescelta è la *Phragmites communis* o *australis*.

L'alimentazione delle vasche a flusso sommerso orizzontale è stata realizzata tramite tubazioni e raccordi T a 90° in PVC; per l'alimentazione delle vasche VF sono stati invece realizzati due moduli identici "a pettine" tramite l'utilizzo di tubazioni in Pead DN50 e DN32, collegate tramite raccordi a compressione tipo Plasson, con fori di diametro 4 mm ogni 0,5 m.

Figura 35. Sistema a flusso sommerso verticale in fase di avvio

Figura 36. Sifoni per l'alimentazione del sistema a flusso sommerso verticale

8.4.3 Le rese depurative

L'effluente dell'impianto è tuttora monitorato nell'ambito di un progetto finanziato dalla Comunità Europea, con l'obiettivo di dimostrare l'efficacia di tecniche innovative di "depurazione sostenibile" applicata a utenze di tipo turistico e ricettivo.

I rendimenti di depurazione calcolati sulla media di 4 campioni, prelevati in ingresso e in uscita dai vari stadi, mostrano una elevata resa depurativa nei confronti di tutti i parametri monitorati; in particolare, si può notare come l'effluente finale sia in linea con i limiti fissati dalla normativa italiana sul riutilizzo (D.L. 185/2003). Anche l'abbattimento della carica batterica è molto elevato, ben 5 ordini di grandezza; ai fini del riutilizzo potrebbe essere sufficiente l'inserimento finale di una lampada UV.

	U.M.	*in*	*out HF*	*out VF*	*% rimozione HF*	*% rimozione VF*	*% rimozione tot.*
BOD5	mg/l	57,5	5,5	2,3	90%	59%	96%
N	mg/l	58,6	24,9	10,5	58%	58%	82%
P	**8.2. m g/l**	5,6	0,8	0,1	85%	87%	98%
TSS	mg/l	32,0	12,0	10,0	63%	17%	69%
Esch Coli	UFC/100ml	1,1E+07	7,1E+03	5,3E+02	99,94%	93%	99,99%

Tabella 23. Rendimenti di depurazione dell'impianto di fitodepurazione al servizio dell'Hotel Relais Certosa di Firenze. Sono riportate le medie in ingresso (in) e in uscita (out) da ogni singolo stadio e la percentuale di rimozione.

8.5. Scandicci (FI) – Azienda agrituristica "Baggiolino"

8.5.1 Il problema

L'impianto di fitodepurazione, al servizio dell'Azienda agrituristica "Baggiolino", è stato realizzato in quanto la zona non era servita dalla fognatura pubblica: i trattamenti esistenti erano costituiti da sole fosse settiche seguite da dispersione per subirrigazione o scarico senza alcun trattamento nei fossi circostanti. L'utilizzo del complesso agrituristico "Baggiolino" è prevalentemente stagionale: esso è costituito dall'insieme della casa padronale e dell'adiacente fienile, in cui si hanno 10 residenti fissi tutto l'anno e da un aggregato di due edifici con funzione di accoglienza ospiti, per il quale è previsto un'utenza massima estiva di 20 a.e.. L'impianto è stato, quindi, dimensionato per 10 a.e. nella stagione invernale e per un massimo di 30 a.e. nella stagione turistica.

8.5.2 La soluzione progettuale

L'impianto al servizio dell'agriturismo "Baggiolino" è stato realizzato nel 2002 ed è costituito da un'unica vasca a flusso sommerso orizzontale.

Figura 37. Vista panoramica dell'impianto di "Baggiolino"

L'impermeabilizzazione delle vasche è stata eseguita tramite una geomembrana in Pead dello spessore di 1mm, racchiusa tra due strati di tessuto non tessuto. L'essenza vegetale prescelta è la *Phragmites communis* o *australis*.

L'alimentazione della vasca è stata realizzata tramite tubazioni e raccordi T a 90° in PVC; Il *medium* di riempimento utilizzato è costituito da ghiaia lavata del diametro medio 8 mm.

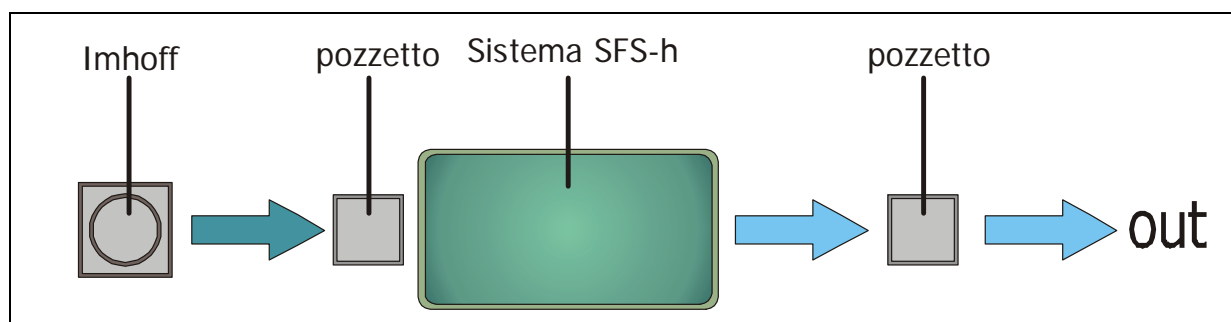



Figura 38. Schema a blocchi dell'impianto di "Baggiolino"

8.5.3 Le rese depurative

Anche questo impianto è tuttora monitorato nell'ambito di un progetto finanziato dalla Comunità Europea; i rendimenti di depurazione calcolati sulla media di 8 campioni, prelevati mensilmente in ingresso e in uscita dai vari stadi, mostrano percentuali di rimozione in linea con i dati di letteratura riportati per sistemi HF. Da notare come l'abbattimento della carica batterica sia molto elevato, tale da rendere possibile il riutilizzo delle acque reflue depurate nel rispetto dei limiti fissati dal D. L. 185/2003 (solo per impianti di fitodepurazione, Esch. Coli < 200 UFC/100 ml).

	U.M.	*in*	*out HF*	*% rimozione HF*
BOD5	mg/l	80,6	7,2	91%
N	mg/l	71,8	25,3	65%
P	mg/l	5,7	1,8	68%
TSS	mg/l	55,2	17,7	68%
Esch Coli	UFC/100ml	5,7E+05	1,3E+02	99,98%

Tabella 24. Rendimenti di depurazione dell'impianto di fitodepurazione di "Baggiolino"

Sono riportate le medie in ingresso (in) e in uscita (out) e la percentuale di rimozione.

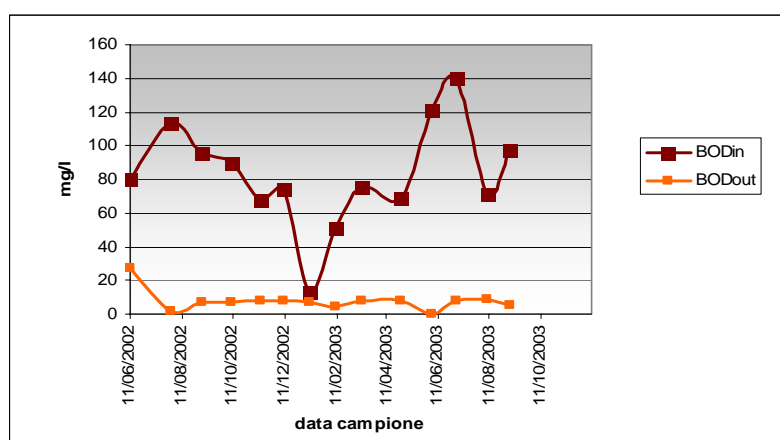



Figura 39. Andamento delle concentrazioni di BOD_5 in ingresso e uscita dall'impianto di fitodepurazione di "Baggiolino".

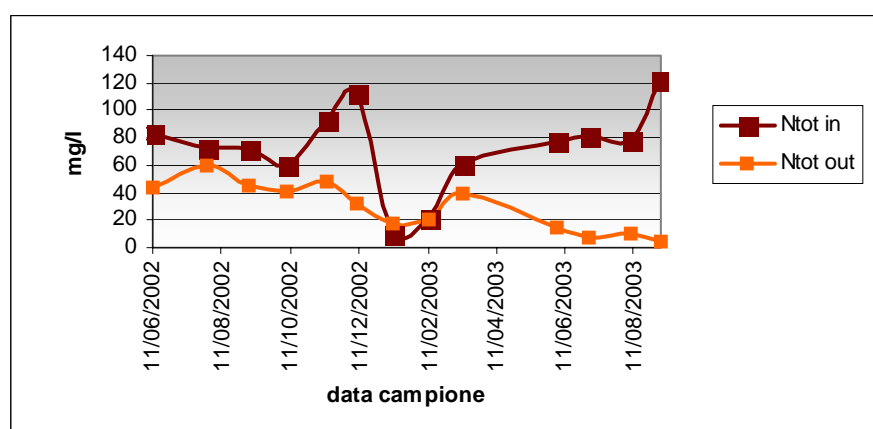



Figura 40. Andamento delle concentrazioni di Ntot in ingresso e uscita dall'impianto di fitodepurazione di "Baggiolino".

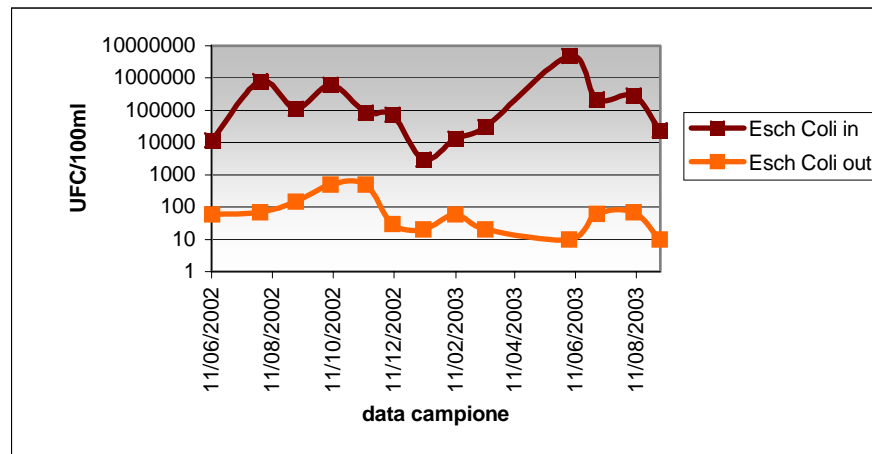



Figura 41. Andamento delle concentrazioni di Escherichia Coli in ingresso e uscita dall'impianto di fitodepurazione di "Baggiolino".

9. GLOSSARIO

Abitante equivalente (a.e.)

Unità di misura standardizzata. Concetto utile per esprimere in termini omogenei il carico di una particolare utenza, civile o industriale, dell'impianto di depurazione (Masotti, 1999).

Acque reflue

Così sono definite nell'art. 2 del D. Lgs. 152/1999 (e succ. modifiche) "tutte le acque provenienti da uno scarico" (vedere anche scarico). Sempre secondo il D. Lgs. 152/1999, le acque reflue si distinguono in "domestiche, se provenienti da insediamenti di tipo residenziale e da servizi derivanti prevalentemente dal metabolismo umano e da attività domestiche, industriali (se scaricate da edifici in cui si svolgono attività commerciali o industriali, diverse dalle domestiche e meteoriche di dilavamento) e urbane (domestiche o il miscuglio di domestiche, industriali e meteoriche)".

Affinamento

Si veda: "Depurazione dell'acqua".

Biodischi

Impianto a biomassa adesa (batteri) per il trattamento biologico secondario dei reflui.

Biomassa

Massa totale di tutti gli organismi di un dato tipo e/o presenti in una data area.

BOD_5 (biochemical oxigen demand)

E' un parametro che viene analizzato per valutare la qualità dell'acqua e corrisponde alla quantità di ossigeno utilizzata dai batteri per abbattere il carico organico biodegradabile.

Canne di palude / reeds

Pianta erbacea macrofita appartenente alla famiglia delle *Graminaceae* con fiori riuniti in pannocchie scure. Nome scientifico *Phragmites australis.*

Complessazione

Fenomeno chimico di aggregazione di molecole o ioni con atomi o ioni metallici.

Clogging

Fenomeno di occlusione superficiale dei letti di fitodepurazione a flusso sommerso verticale causato dalla formazione di una crosta organica.

COD (chimical oxigen demand)

E' un parametro che viene analizzato per valutare la qualità dell'acqua e corrisponde alla quantità di ossigeno utilizzata dalle reazioni chimiche per abbattere il carico organico.

Corpo idrico recettore

Qualunque corso d’acqua che riceva un effluente di scarico.

Denitrificazione

Processo attuato da microrganismi (batteri denitrificanti), in ambiente anaerobico, di trasformazione del nitrato in ammoniaca.

Depurazione dell’acqua

Insieme dei trattamenti artificiali che permettono di eliminare parzialmente o totalmente le sostanze inquinanti da un’acqua lurida. Si dividono in meccanici (grigliatura), primari (sedimentazione), secondari (biologici e/o chimici) e terziari (affinamento e finissaggio).

Ecosistema

Insieme di una comunità biologica e dell’ambiente fisico al quale è associata.

Effluente

Acqua depurata in uscita dall’impianto di depurazione.

Elofite

Piante acquatiche per lo più erbacee, radicate sul fondo dell’acqua ed emergenti durante il loro pieno sviluppo con la maggior parte della loro struttura.

Eutrofizzazione

“Arricchimento delle acque in sali nutritivi (fosforo e azoto), che provoca cambiamenti tipici in laghi e fiumi, quali l’incremento della produzione di alghe e di piante acquatiche, l’impoverimento delle risorse ittiche, la generale degradazione della qualità dell’acqua e di altri effetti che ne riducono o precludono l’uso” (OCSE).

Fanghi attivi /activated sludge

Impianto tecnologico di depurazione di acque reflue ad ossidazione totale.

Fango / sludge

Prodotto della sedimentazione delle acque luride.

Fasce tampone / buffer zones

Aree umide (artificiali) in prossimità di corsi d’acqua con funzione di riduzione dell’inquinamento.

Fitodepurazione / constructed wetland (CW)

Sistema per depurare le acque reflue attraverso l’azione combinata di batteri e piante.

Finissaggio

Si veda: “Depurazione dell’acqua”.

Fossa Imhoff

Contenitore di reflui civili, che svolge una depurazione primaria di sedimentazione ed una primaria digestione anaerobica (senza ossigeno) dei fanghi. E' composta da più settori in modo tale da separare il liquame dal fango.

Giacinto d'acqua

Pianta acquatica erbacea appartenente alla famiglia delle Liliacee. Nome scientifico: *Eichornia crassipes*.

Idrofite

Piante erbacee acquatiche che, al contrario delle elofite, non emergono dall'acqua. Sono suddivise in pleustofite e rizofite (vedere voci corrispondenti).

Ione / ion

Atomo o gruppo di atomi che ha perduto uno o più elettroni e, quindi, ha assunto una carica elettrica positiva (catione) o ha acquistato uno o più elettroni assumendo una carica negativa (anione).

Lagunaggio:

Metodo naturale per depurare le acque inquinate diverso dalla fitodepurazione, che utilizza bacini idrici controllati e piante acquatiche come il giacinto d'acqua e la lenticchia d'acqua.

Liquame

Si veda: “Scarico”.

Macrofite

Piante superiori acquatiche.

Microfite

Microalghe unicellulari.

Macroinvertebrati

Organismi che vivono negli ambienti acquatici in relazione al fondo, la cui taglia è superiore al millimetro e perciò sono sempre visibili ad occhio nudo.

Medium di riempimento

Materiale inerte usato per riempire i letti a flusso sommerso degli impianti di fitodepurazione, che serve da substrato per la crescita delle piante e dei microrganismi.

Nicchia ecologica

Posizione e ruolo di un tipo di organismo nel suo ambiente.

Nitrificazione

Processo attuato da microrganismi (batteri nitrificanti), in ambiente aerobico, di trasformazione dell'ammoniaca in nitrato.

Nutrienti

Fosforo (P) e azoto (N).

Ossido-riduzione / redox

Insieme di due parole ossidazione e riduzione (in inglese redox), che originariamente indicava reazioni che avvenivano in presenza o in assenza di ossigeno.

PH

Misura dell'acidità o alcalinità di una soluzione.

Pleustofite

Piante acquatiche non radicate al fondo flottanti.

Reazione cinetica

La cinetica chimica è quel ramo della chimica fisica che studia e misura le velocità di reazione. Obiettivo principale è la determinazione dei meccanismi delle reazioni attraverso lo studio delle loro velocità in diverse condizioni di temperatura, pressione, etc.

Refluo

Si veda: "Acque reflue".

Rizofite

Piante acquatiche radicate al fondo sommerse.

Runoff

Scorrimento superficiale di acque piovane.

Rizoma

Fusto sotterraneo orizzontale. I rizomi permettono alla pianta di sopravvivere da una stagione vegetativa a quella successiva e, in certe specie, servono alla sua moltiplicazione vegetativa. E' l'apparato radicale di *Phragmites australis*.

Scarico / outlet

Questa è la definizione data nell'art. 2 del D.lgs. 152/1999 (e succ. modifiche): "qualsiasi immissione diretta di acque reflue luride, semiliquide e comunque convogliabili nelle acque superficiali, sul suolo, nel sottosuolo e in rete fognaria indipendentemente dalla loro natura inquinante, anche sottoposte a preventivo trattamento di depurazione".

SFS-h, SFS-v, FWS

Acronimi per "Subsurface Flow System-horizontal", "Subsurface Flow System-vertical", "Free Water Surface"; i primi due tipi chiamati anche HF (Horizontal Flow) e VF (Vertical Flow). Tipologie applicative dei sistemi di fitodepurazione. L'espressione "Horizontal Flow Constructed Wetland System" è quindi traducibile con "sistema di fitodepurazione a flusso orizzontale".

Solidi sospesi o Solidi sospesi totali / Suspended solids or Total suspended solids (SS, TSS)

Particelle solide in sospensione nell'acqua, sedimentabili.

Substrato

Materiale su cui vive o cresce un organismo. Il substrato può fornire nutrimento all'organismo o fungere solo da sostegno.

Tempo di residenza idraulico (HRT)

Tempo di permanenza dell'acqua nell'impianto di fitodepurazione.

Trattamento primario, secondario, terziario

Si veda: "Depurazione dell'acqua".

Tricamerale

Vasca di sedimentazione delle acque di scarico a tre comparti.

Venturi

Fisico italiano che inventò il "tubo Venturi": dispositivo usato per mescolare un liquido con un gas o per misurare le correnti fluide. Consiste di due segmenti di tubo troncoconici uniti in modo da formare una strozzatura. Nella sezione contratta la velocità del fluido aumenta e quindi la sua pressione diminuisce. Dalla bassa pressione creata dalla strozzatura di un tubo Venturi, si forma una miscela del liquido con l'aria.

10. BIBLIOGRAFIA

- A.A.V.V., *Guida ai processi estensivi di depurazione delle acque reflue specifici per piccoli-medi insediamenti (500-5000 a.e.)*, Ufficio delle Pubblicazioni ufficiali delle Comunità Europee, Lussemburgo, 2001.
- AA.VV., *Guida pratica ai fiori spontanei in Italia*, a cura di Carlo Ferrari, Reader's Digest, Milano, 1993.
- Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., Smith M., *Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements*, "FAO Irrigation and drainage paper", 56, FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, 1998.
- Armstrong J., Armstrong W., *Light-enhanced convective throughflow increases oxygenation in rhizomes and rhizosphere of Phragmites australis* (Cav.), "Trin ex Steud - New Phytol.", 114: 121-128., 1990.
- ATV, *Principles For The Dimensioning, Construction And Operation Of Plant Beds For Communal Wastewater With Capacities Up To 1000 Total Number Of Inhabitants And Population Equivalent*, Bonn, 1998.
- Axler R., Henneck J. and McCarthy B., *Residential subsurface flow treatment wetlands in northern Minnesota*, "Proceedings of 7th Intern. Conf. on Wetland Systems for Water Poll. Control", 2000.
- Barbagallo S., Cirelli G.L., Consoli S., Toscano A. e Barbera A., *Experiences on Constructed Wetland as tertiary treatment for wastewater reuse: the case-study of "S.Michele di Ganzaria" (Sicilia)*, "Proceedings of 1th International Conference on small wastewater technologies and management for the Mediterranean area", Siviglia, Spagna, pp. 23, 20-22 marzo, 2002.
- Bavor H.J. and Mitchell D.S. (eds.), *Wetland systems*, in "Water pollution control", "Water Science and Technology", 29 (4), 1994.
- Bisogni L., *Ecosistemi filtro della Val Trebbia*, Atti della 1° edizione del corso "Sistemi di fitodepurazione", Milano, FAST, 22-24 maggio, 2000.
- Borin M., Bonaiti G., Santamaria G. e Giardini L., *A constructed surface flow wetland for treating agricultural waste waters*, "Water Science & Technology", vol. 44, n. 11/12, pp. 523-530, 2001.
- Bragato C., Piran S. e Malagoli M., *Efficiency of nutrient and heavy metal removal byPhragmites australis and Bolboschoenus Maritimus growing in a re-constructed wetland*, "Proceedings of the 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control", IWA, Arusha, Tanzania, pp. 109-115, 2002.
- Brix H., *The applicability of the wastewater treatment plant in Othfresen as scientific documentation of the root-zone method*, "Water Science and Technology", 19, 19-24, 1987.
- Brix, H. *Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal process and treatment performance*, in Moshiri, G.A. (ed.), in "Constructed Wetlands for Water Quality Improvement.", pp. 9-22, CRC Press, Boca Raton, Florida, 1993.
- Brix H., *Macrophyte mediated oxygen transfer in wetlands: transport mechanisms and rates*, in Moshiri G.A. "Constructed wetlands for water quality improvement", Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokio, Lewis publishers, pp. 391-398, 1994.
- Brix H., *Use of subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment - an overview*, in Ramadori R., Cingolani L., and Cameroni L., (eds.), *Natural and constructed wetlands for wastewater treatment and reuse. Experiences, goals and limits*, Preprint of the international seminar, 26-28 Oct. 1995, Perugia, Italy, 1995.
- Brix H., *Design Criteria for a two-stage constructed wetland*, Preprints of "Proceedings of the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control", IX/6, 15-19 Sept. 1996, Vienna, Austria.
- Brix H. *Danish Guidelines for small constructed wetland systems*, Atti del Convegno "La fitodepurazione: applicazioni e prospettive", ARPAT, Volterra (PI), pp. 109-117, 2003.
- Brix H., Arias C.A., Johansen N.H., *Forsøg med rensning af spildevand i det åbne land i beplantede filteranlæg*, Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning, 2003.
- Bulc T., Zupancic M, Vrhovsek D., *CW experiences in Slovenia: development and application*, Atti del Convegno " La fitodepurazione: applicazioni e prospettive", ARPAT, Volterra (PI), pp. 90-105, 2003.
- Camuccio P. & Barattin B., *La fitodepurazione: manuale tecnico divulgativo*, Provincia di Treviso, 2001.
- Chiapella P, Cortemiglia C., Garuti G., *Esperienze di fitodisidratazione dei fanghi di depurazione di un'azienda vinicola*, "L'Ambiente", Novembre-Dicembre, n. 5, pp. 30-34, 2003.

- Ciupa R., *The experience in the operation of constructed wetlands in north-eastern Poland*, Preprints of "Proceedings of the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control", IX/6, 15-19 Sept. 1996, Vienna, Austria.
- Comune di Dozza, *Sellustra Life: Metodi e risultati del progetto*, Dozza, 2003.
- Conte G., Martinuzzi N., Giovannelli L., Pucci B., Masi F., *Constructed wetlands for wastewater treatment in central Italy*, "Water Science & Technology", vol. 44, n. 11-12 , pp. 339-343, 2001.
- Conte G., Bresciani R., Pucci B., Martinuzzi N., *Applicazioni di sistemi a flusso sommerso orizzontale per trattamento secondario di reflui civili e agro-industriali in Italia*, Atti del Convegno "La fitodepurazione: applicazioni e prospettive", ARPAT, Volterra (PI), pp. 90-105, 2003.
- Cooper P.F. and Findlater B.C. (eds.), *Constructed wetlands in water pollution control*, "Proceedings of the international conference on the use of constructed wetlands in water pollution control", 24-28 Sept. 1990, Cambridge, UK. Pergamon Press, Oxford, UK, 1990.
- Cooper P.F., *The use of Reed Bed Systems to treat domestic sewage: the European Design and Operation Guidelines for Reed Bed Treatment Systems*, in "Constructed Wetlands for Water Quality Improvement" (Moshiri G.A. Ed.), Lewis Publisher, 1993.
- Dal Cin L., Bendoricchio G., Coffaro G., *Linee Guida per la ricostruzione di aree umide per il trattamento di acque superficiali*, ANPA, Roma, 2002.
- Del Bubba M., Lepri L., Garuti G., Masi F., *Evidence of nitrogen removal by submerged flow constructed wetlands in Italy*, "Conference Proceedings of the IWA 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control", Orlando, pp. 253-260, 2000.
- Del Bubba M., Checchini L., Lepri L., *Analisi di composti naturali e sintetici modificatori del sistema endocrino in impianti di fitodepurazione: gli ottilfenoli polietossilati*, Atti del Convegno "La fitodepurazione: applicazioni e prospettive", ARPAT, Volterra (PI), pp. 182-190, 2003.
- Di Fidio M., *Architettura del Paesaggio*, Ed. Pirola, Milano, 1990.
- EPA, *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*, Cincinnati, 1999.
- Evans, J.L., Webber, D., *Small constructed wetlands for animal waste treatment*, in "Paper American Society of Agricultural Engineers. St. Joseph, Mich. American Society of Agricultural Engineers", p. 21 (Paper presented at the "International Summer Meeting sponsored by The American Society of Agricultural Engineers", June 19-22, 1994, Kansas City, Missouri), 1994.
- Garuti G., *Vertical and horizontal flow reed beds for tourist areas in Italy*, Personal Communication, 2000.
- Gearhart R.A., *Use of Constructed Wetlands to Treat Domestic Wastewater*, "Water Science and Technology", California, City of Arcata, Vol. 26, No. 7-8, pp. 1625-1637, 1992.
- Ghirardelli E., *La vita nelle acque*, Ed. UTET, Torino, 1981.
- Green M.B., Upton J., *Reed Bed Treatment for Small Communities. U.K. Experience*, in "Constructed Wetlands for Water Quality Improvement", Moshiri G.A. Ed., Lewis Publisher, London, pp. 509-517, 1993.
- Haberl R., Perfler R., *Seven years of research work and experience with wastewater treatment by a reed bed system*, in "Constructed wetlands in water pollution control" (Cooper, P.F. & Findlater, B.C., eds.), pp. 205-214. Pergamon Press, Oxford, 1990.
- Hammer, D.A., Pullin B.P., McCaskey T.A., Eason J., Payne V.W.E., *Treating livestock wastewaters with constructed wetlands*, in "Constructed wetlands for water quality improvement", Lewis Publisher, Chelsea, MI, pp. 343-348, 1993.
- Hammer D.A., (ed.), *Constructed wetlands for wastewater treatment. Municipal, industrial and agricultural*, Lewis Publisher, Chelsea, MI, pp. 1-831, 1989.
- IWA Specialist Group on use of Macrophytes in Water Pollution Control, *Constructed Wetlands For Pollution Control. Processes, performance, design and operation*, "Scientific and Technical Report", n° 8, IWA Publishing, London, 2000.
- Kadlec R.H., Knight R.L., *Treatment wetlands*, Lewis, Boca Raton, 1996.
- Khatiwada N.R., Polprasert C., *Kinetics of fecal coliforms removal in constructed wetlands*, "Water Science & Technology", vol. 40, n. 3, pp. 109-116, 1999.

- Kickuth, R, *Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant hydrosphere under limnic conditions*, in “Utilization of Manure Land Spreading”, Comm. Europ. Commun., EUR 5672e, pp. 335-343, London, 1977.
- Knight R.L., *Effluent distribution and basin design for enhanced pollutant assimilation by freshwater wetlands*, in Reddy K.R. & Smiths W.H. (eds.), “Freshwater Wetlands: Ecological Processes and Management Potential”, Academic Press, New York, pp. 913-921, 1987.
- Lens P., Zeeman G. e Lettinga G., *Decentralised Sanitation and Reuse: concepts, systems and implementation*, IWA Publishing, 2001.
- Lesavre, J., Iwema A., *Dewatering of sludge coming from domestic wastewater treatment plant by planted sludge beds. French situation*, “Proceedings, 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control”, Arusha, Tanzania, 16-19 of September 2002, pp. 1193-1205, 2002.
- Liénard, A., Duchène, Ph., Gorini, D., *A study of activated sludge dewatering in experimental reed-planted or unplanted sludge drying beds*, “Wat. Sci. Tech.”, 32 (3), pp. 251-261, 1995.
- Maehlum T., Jenssen P.D., *Norway*, in “Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe”, Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B., Haberl R (eds), Backhuys publ., Leiden, pp. 217-225, 1998.
- Mantovi P., Piccinini S., *Trattamento di fitodepurazione delle acque reflue della zona di mungitura*, “L’Informatore Agrario”, n. 33, pp. 53-57, 2001.
- Mara D.D., *Waste stabilization ponds: effluent quality requirements and implications for process design*, “Water Science & Tecnology”, Waste Stabilization Ponds: Tecnology and Applications, Vol. 33, N° 7, Editors: D.D. Mara, H.W. Pearson and S.A. Silva, 1996.
- Masi F., Martinuzzi N., Loiselle S., Peruzzi P., Bacci M., *The tertiary treatment pilot plant of Publisher Spa (Florence, Tuscany): a multistage experience*, “Water Science & Technology”, vol. 40, n. 3, pp. 195-202, 1999.
- Masi F., *Il quadro italiano della fitodepurazione*, in “Lezioni di Architettura Bioclimatica”, Collana Manuali, n. 53, Alinea Ed., Firenze, pp. 201-207, 2000.
- Masi F., Bendoricchio G., Conte G., Garuti G., Innocenti A., Franco D., Pietrelli L., Pineschi G., Pucci B., Romagnolli F., *Constructed wetlands for wastewater treatment in Italy: State-of-the-art and obtained results*, “Conference Proceedings of the IWA 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control”, Orlando, pp. 979-985, 2000.
- Masi et al. *Winery High Organic Content Wastewaters Treated By Constructed Wetlands In Mediterranean Climate*, Atti del “8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control”, International Water Association, Arusha, Tanzania, pp.274-283, 2002.
- Masi F., *Indagine preliminare sui rendimenti degli impianti italiani di fitodepurazione per fonti di inquinamento puntuale*, Atti del Convegno “La fitodepurazione: applicazioni e prospettive”, ARPAT, Volterra (PI), pp. 90-105, 2003.
- Masotti L., *Depurazione delle acque, tecniche ed impianti per il trattamento delle acque di rifiuto*, Calderini, Bologna, 1993.
- Merz S.K., *Guidelines for Using Free Water Surface Constructed Wetlands to Treat Municipal Sewage*, Queensland Department of Natural Resources, September 2000.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G., *Wetlands*, Ist. Ed., Van Nostrand Reinhold, New York, 1986.
- Moshiri G.A. (ed.), *Constructed wetlands for water quality improvement*, Lewis Publisher, Baco Raton, Ann Arbor, London, Tokio, 1993.
- Mulamoottil G., McBean E.A., Rovers F., *Constructed Wetland for the Treatment of Landfill Leachates*, Lewis Publisher, London, 1999.
- New South Wales Department Of Land And Water Conservation, *The Constructed Wetland Manual*, Australia, 1998.
- Nielsen, S., *Sludge dewatering and mineralisation in reed bed systems*, in “Constructed wetlands in Water Pollution Control, Advances in Water Pollution Control”, Cooper, P.F. & Findlater, B.C. (Eds), Pergamon Press, Oxford, UK, pp.245-256, 1990.
- Nuttal. P.M., Boon A.G., Rowell M.R., *Rewiew of the design and management of constructed wetland*, CIRIA ed., London, 1997.

- Odum E. P., *Basi di Ecologia*, Ed. Piccin, Padova, 1988.
- Pignatti S., *Flora d'Italia*, Edagricole, 1982.
- Platzer, Chr. *Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification*, atti della 6th International Conference IWA Specialists Group " Wetland Systems for Water Pollution Control", Sep. 27th to Oct 2nd 1998, Sáo Pedro, Brazil, 1998.
- Pucci B., Bresciani R, Conte G., Martinuzzi N, Masi F., *A multistage constructed wetland system for the treatment of wastewater produced by a 3500 pe municipality: first year results*, atti 9th International Conference, IWA Specialists Group, "Wetlands Systems for Water Pollution Control", Avignone, 27-30 Settembre 2004.
- Pucci B., Conte G., Martinuzzi N., Giovannelli L., Masi F., *Design and performance of a horizontal flow constructed wetland for treatment of dairy and agricultural wastewater in the "Chianti" countryside*, atti della 7th International Conference, IWA Specialists Group "Wetland Systems for Water Pollution Control", Orlando, vol.3, pp. 1433-1436, 2000.
- Pucci B., Giovannelli L., *Constructed wetland system for an integrated treating and reuse of rural residential wastewater (Tuscany, Italy),* atti dell'IAWQ International Conference "Advanced Wastewater Treatment, Recycling and Reuse", Milano, vol. 2, pp. 1071,1074, 1998.
- Reed S.C., Crites R.W., Mittlebrooks E.J., *Natural systems for waste management and treatment*, 2nd Ed. Mc Graw Hill inc., N.Y., 1995.
- Martin Regelsberger, Aivita Eglite, Gerd Wach, Gabriele Reichmann Mitterer, Klaus Bahlo, Fabio Masi, Zenonas Strusevicius, *The SWAMP project: obtained results in the five countries (Austria, Germany, Italy, Latvia, Lithuania),* atti della 9th International Conference, IWA Specialists Group " Wetlands Systems for Water Pollution Control", Avignone, 27-30 Settembre 2004.
- Romagnolli F., Burani P., *Fitodepurazione: i verticali a sabbia per le piccole comunità non allacciabili alla pubblica fognatura*, Atti del Convegno "La fitodepurazione: applicazioni e prospettive", ARPAT, Volterra (PI), pp. 387-391, 2003.
- Rustige H., *Constructed wetlands in Germany: technologies and experiences* Atti del Convegno "La fitodepurazione: applicazioni e prospettive", ARPAT, Volterra (PI), pp. 192-199, 2003.
- Sacco C., Pizzo A., Tiscione E., Burrini D., Messeri L., Lepri L. e Del Bubba M., *Removal of alkylphenol polyethoxylates (APEOs) in a pilot-scale sub-surface horizontal flow reed bed and phenotypic characterisation of the associated aerobic heterotrophic cultivable community*, "Wat. Env. Res.", 2003.
- Sansoni G., Casotti M., *Ruolo della fitodepurazione nell'ambito di una strategia complessiva di recupero ambientale*, Atti della giornata di studio "Fitodepurazione: da tecnica depurativa a strategia di salvaguardia ambientale", Filattiera (MS), 25 settembre 1998.
- Sather, J.H., Smith, R.D. & Larson, J.S., *Natural values of Wetlands*, in Patten, B.C. (ed.), "Wetlands and Shallow Continental Water Bodies", SPB Academic Publishing, The Hague, Vol. 1, pp. 373-387, 1990.
- Seidel, K., *Die Flechbinse Scirpus lacustris*, in "Okologie, Morphologie und Entwicklungs, ihre Stellung bei den VolKern und ihre wirtschaftliche Bedeutung", Sweizerbart'sche Verlgsbuchhandlung, Stuttgart, pp. 37-52, 1955.
- Shutes R.B.E., Revitt D.M., Mungur A.S. and Scholes L.N.L., *The design of wetland systems for the treatment of urban runoff*, "Wat. Sci. Tech", 35(5), pp. 19 - 25, 1997.
- Shutes R.B.E., Revitt D.M., Lagerberg I.M. and Barraud V.C.E., *The design of vegetative constructed wetlands for the treatment of highway runoff*, "Sci. Tot. Env.", 235, pp. 189-197, 1999.
- Sloop G.M., Kozub D.D., Liehr S.K. *Use of constructed wetlands for treating high ammonia nitrogen landfill leachate*, "Preprints of 5th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control", Vienna, IAWQ ed., vol. 2, XII/2, 1996.
- Staubitz W.W., Surface J.M., Steenhuis T.S. et al., *Potential use of constructed wetlands to treat landfill leachate*, in "Constructed Wetlands for Wastewater Treatment", Hammer D.A. Ed., Lewis Publisher, London, pp.735-743, 1989.
- Steiner G.R., Combs D.W., *Small Constructed Wetlands Systems for domestic wastewater treatment*, in "Constructed Wetlands for Water Quality Improvement", Moshiri G.A. Ed., Lewis Publisher, London, pp. 491-498, 1993.

- Surface J.M., Peverly J.H., Steenhuis T.S., Sanford W.E., *Effect of season, substrate composition and plant growth on landfill leachate treatment in a constructed wetland*, in "Constructed Wetlands for Water Quality Improvement", Moshiri G.A. Ed., Lewis Publisher, London, pp. 461-473, 1993.
- Tanner, C., *Treatment of dairy farm wastewaters in horizontal and up-flow gravel-bed constructed wetlands*, in "Wetlands Downunder. Wetland systems in water pollution control – Anonymous", AWWA and IAWQ, Sydney, pp. 1-9, 1992.
- Tanner, C. C., Clayton, J. S., & Upsdell, M. P., *Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands .1. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms*, "Water Res.", 29, pp. 17-26.
- Testoni P., *Aspetti naturalistici di alcune zone umide di acqua dolce della bassa Pianura Padana,* Edito dalla Regione Emilia Romagna, 1983.
- Tiezzi E., *Limiti biofisici della Terra e il diritto alla qualità della vita*, in Turrini E. "La via del Sole", ECP, S. Domenico di Fiesole, 1990.
- Tojimbara T., *A quantitative study of periphyton colonized on artificial substrates at the city of Arcata's Marsh Pilot Project. M.S. Thesis*, Humboldt State University, Arcata, CA, USA, 1986.
- Trautmann N.M., Martin J.H., Porter K.S., Hawk K.C., *Use of artificial wetlands for treatment of municipal solid waste landfill leachate*, in "Constructed Wetlands for Wastewater Treatment", Hammer D.A. Ed., Lewis Publisher, London, pp. 245-253, 1989.
- Urban Water Resources Research Council and URS Greiner Woodward Clyde, *National Stormwater Best Management Practices (BMP) Database,* Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington DC, 1999.
- Urbanc Bercic O., *Investigation into the use of constructed reedbeds for municipal waste dump leachate treatment*, in "Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research and Control", v. 29, pp. 289-294, 1994.
- USEPA, *Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment*, EPA 832-R-93-001, U.S. EPA Office of Water (WH547), 1993.
- Vretare V. & Weisner S.E.B., *Influence of pressurized ventilation on performance of an emergent macrophyte (Phragmites australis),* "Journal of Ecology", 88 (6) , pp. 978-987, 2000.
- Vymazal J. et al., *Transformation of Nutrients in Natural and Constructed wetlands*, Backhuys publ., Leiden, 2001.
- Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B., Haberl R., *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*, Backhuys publ., Leiden, 1998.
- WRc., *Reed Beds & Constructed Wetlands for wastewater treatment*, "Database. Severn Trent Water", WRc Plc., Medmenham, 1996.
- Whigham, D.F. & Brinson, M.M., *Wetland value impacts*, in Pattern, B.C. (ed.), "Wetlands and Shallow Continental Water Bodies", Vol. 1, pp. 401, 421, SPB Academic Publishing, The Hague, 1990.
- Williams M., *Understanding wetlands*, in Williams, M. (ed.), "Wetlands: A Threatened Landscape", pp. 1-41, Basil Blackwell, Oxford, 1990.
- Zangheri P., *Flora italica*. Ed. Cedam, Padova, 1976.